

# **Avaliação da comunidade de artrópodes edáficos no separador central da Estrada da Circunvalação (distrito do Porto)**

**Ana Rita Monteiro Almeida**

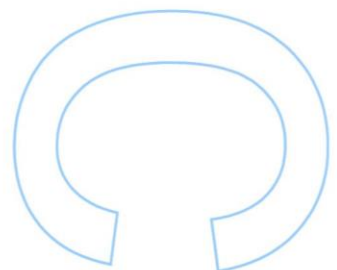
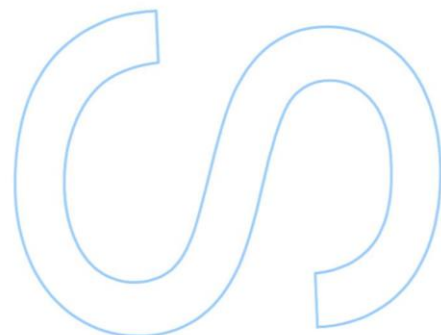
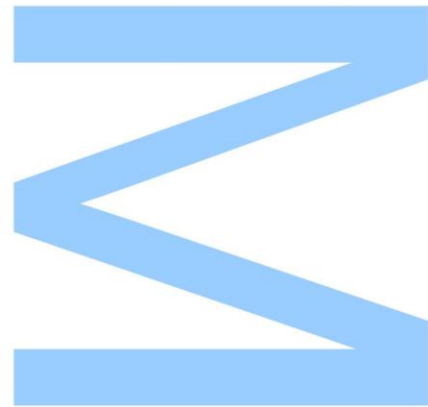
Mestrado em Ecologia, Ambiente e Território  
Departamento de Biologia  
2016

## **Orientador**

Doutora Sara Cristina Ferreira Marques Antunes, Professora Auxiliar Convidada do  
Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

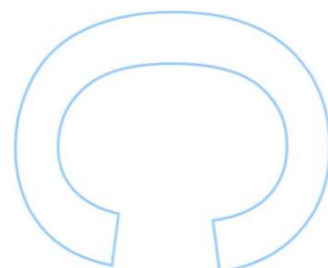
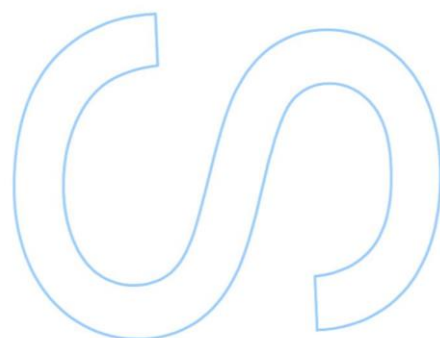
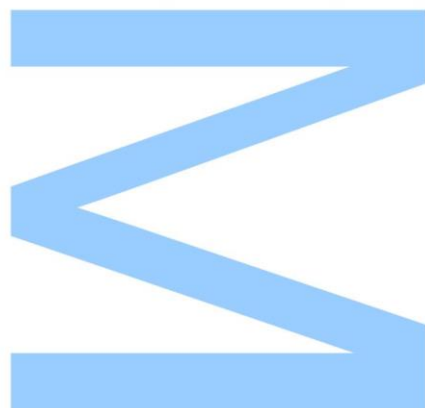
## **Coorientador**

Doutor Rubim Manuel Almeida da Silva, Professor Auxiliar do Departamento de  
Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto





Todas as correções determinadas  
pelo júri, e só essas, foram efetuadas.  
O Presidente do Júri,  
Porto, \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_



Dissertação submetida à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia Ambiente e Território, da responsabilidade do Departamento de Biologia.

A presente tese foi desenvolvida sob a orientação científica da Doutora Sara Cristina Ferreira Marques Antunes, Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Biologia da FCUP; e co-orientação científica do Doutor Rubim Manuel Almeida da Silva, Professor Auxiliar do Departamento de Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

# Agradecimentos

Aos orientadores desta tese, Professora Sara Antunes e Professor Rubim Almeida, pelo apoio incansável e pela disponibilidade demonstrada durante todo o projeto, e por todos os conselhos e paciência mesmo quando as minhas dúvidas não faziam sentido. Não posso deixar de referir a boa disposição no laboratório que proporcionou bons momentos de trabalho fundamentais para o andamento da tese. Um agradecimento também ao Professor Nuno Formigo, pelos bons conselhos e disponibilidade demonstrada.

Aos meus pais e irmã, por terem aturado todos os meus momentos de má disposição e terem ouvido (ou pelo menos fingido de forma convincente) todos os meus desabafos e pequenos avanços e recuos ao longo da escrita da tese. Sem vocês isto não seria possível.

Ao meu Carlos, por tudo. Por seres o meu pilar mais forte e por nunca teres duvidado de mim mesmo quando já não acreditava que conseguia. As minhas vitórias são também tuas, sempre. Contigo a meu lado tudo se torna mais fácil, seguimos juntos!

Ao laboratório 1.14, por todos os momentos de entreaajuda, partilha e camaradagem. Uma palavra especial para a Antónia Moutinho, Márcia Venâncio, Sofia Oliveira, Pedro Mourão e Jorge Ferreira...como sempre vos disse, unidos conseguimos tudo! É um prazer partilhar este momento convosco.

Ao Ricardo Sousa, pelo contributo no trabalho de campo e pela ajuda ao longo da escrita da tese.

Aos restantes que me acompanharam neste último ano: tasqueiros! Obrigado por me mostrarem que os amigos da faculdade se levam para a vida. Peço-vos que nunca se esqueçam “se o Éder conseguiu...nós também somos capazes!”.

Aos Diabos Vermelhos e às pessoas fantásticas que aqui tive o prazer de conhecer, por me mostrarem que o amor não tem preço e, por muitos problemas que possamos ter, há sempre 90 minutos perfeitos. Demasiado fiéis.

A todos que, de alguma forma, se cruzaram comigo neste caminho e contribuíram para o tornar único.

*Hakuna Matata!*

## Resumo

Os artrópodes são um dos grupos com maior biodiversidade nos ecossistemas terrestres. Estes organismos apresentam grande variedade de tamanhos e taxas de crescimento, ocupando vários nichos ecológicos e micro-habitats, o que os torna bons indicadores ambientais. A biodiversidade de artrópodes no solo é um indicador da qualidade deste, pois estes têm a capacidade de responder rapidamente a modificações ambientais. As áreas urbanizadas cobrem entre 1% a 6% da superfície da Terra, pelo que é necessário considerar a fragmentação ou a degradação/perda de habitats, resultantes de atividades antrópicas, nomeadamente na construção de grandes vias de circulação automóvel. Assim, o principal objetivo deste projeto foi perceber se existe um corredor ecológico, através da avaliação da diversidade da comunidade edáfica ao longo de um transeto da Estrada da Circunvalação, no Porto, em dois períodos distintos (Primavera e Outono). Adicionalmente, foi feita a caracterização do coberto vegetal e de alguns parâmetros físicos e químicos do solo. Os resultados obtidos permitiram concluir que o solo amostrado apresenta características tipicamente urbanas: pH ácido, maioritariamente rico em matéria orgânica e baixa condutividade, não se verificando qualquer tipo de efeito significativo da proximidade do mar no troço inicial do transeto. A ordem Collembola, Acarina, Hemiptera, Hymenoptera e Isopoda corresponderam a mais de 90% dos organismos capturados em ambas as amostragens, sendo que estes grupos são também os que possuem maior expressão noutros estudos de artrópodes em áreas urbanas. Os dados demonstraram que a informação recolhida poderá servir de ferramenta ecológica para avaliar a qualidade do solo. Relativamente aos dados recolhidos sobre o coberto vegetal este caracteriza-se por apresentar algumas espécies exóticas (ex: *Bidens pilosa*; *Oenothera biennis*; *Oenothera rosea*) e alguma homogeneidade na diversidade nos locais amostrados, sendo *Plantagus lanceolata* a espécie mais representada. A riqueza florística permitiu interpretar a ocorrência de algumas espécies edáficas, com os pontos de menor diversidade florística a corresponderem aos locais com baixo valor de riqueza específica da comunidade edáfica. Concluindo, os artrópodes podem servir de ferramenta para avaliar a qualidade do solo, com ênfase para os organismos não ubíquos em detrimento dos grupos mais abundantes. Este tipo de estudos deve integrar todas informações provenientes do local analisado, tendo em conta o fator da sazonalidade e a variação destes.

**Palavras-chave:** artrópodes, corredor ecológico, solo, urbanização, vegetação, parâmetros físico-químicos, índices de diversidade.

# Abstract

Arthropods are among the groups with highest biodiversity on terrestrial ecosystems. These organisms display a huge variety of sizes and rates of growth, occupying several ecological niches and microhabitats, which allows them to be a good environmental indicator. The biodiversity of arthropods in the soil is an indicator of environmental quality because they are able to respond quickly to environmental changes. Urban areas represent 1% to 6% of the earth's surface, therefore there is a need to take into account the fragmentation, degradation and loss of habitat that results from the human activities, such as the construction of highways. In this context, the main aim of this project is to understand if there is an ecological corridor by evaluating the diversity of edaphic community along a transect in the Estrada da Circunvalação (Porto), on the spring and on the fall. Additionally, the vegetation present was characterized and some chemical and physical parameters were determined. Although there were differences between samples, the results show the soil sampled has urban characteristics: acid pH, high organic matter content and low conductivity. The results also indicate that the proximity to the sea has no significant effect in the initial area of the transect. Additionally, Collembola, Acarina, Hemiptera, Hymenoptera and Isopoda were the orders most represented, corresponding to more than 90% of captured organisms in both sampling. These results reveal this kind of information might be a useful ecological tool in order to assess the quality of the soil. In terms of the vegetation, the sampled sites were homogeneous, with *Plantago lanceolata* being the most represented species. Besides, some exotic species were also detected (e.g. *Bidens pilosa*; *Oenothera biennis*; *Oenothera rosea*). The specific richness of plants allowed to explain the occurrence of some edaphic species, where the sites with the lowest biodiversity of plants corresponded to sites with lowest specific richness of edaphic community. In conclusion, the present research demonstrated arthropods can be used as an ecological tool to assess the quality of the soil. It is also important to mention that this kind of study should integrate all the information from the sampled sites, accounting factors such as the seasonality.

**Keywords:** arthropods, ecological corridor, soil, urbanization, vegetation, chemical and physical parameters, diversity index.

# Índice

1. Introdução.....	1
Ecossistema Urbano.....	1
Solo e Vegetação urbana.....	2
Rede de Estradas em zonas urbanas e a sua influência na biodiversidade .....	4
Filo Arthropoda .....	8
Artrópodes como indicadores biológicos e a sua importância ecológica .....	13
Métodos para captura de artrópodes terrestres .....	15
Objetivos .....	18
2. Material e Métodos.....	19
Local de estudo.....	19
Procedimentos de Amostragem .....	19
Procedimentos Laboratoriais .....	22
Triagem e identificação da comunidade edáfica .....	22
Caraterização física e química do solo .....	22
Análise Estatística .....	24
3. Resultados.....	26
Caracterização física e química do solo .....	26
Conteúdo em Matéria Orgânica (%).....	26
pH (dH <sub>2</sub> O e CaCl <sub>2</sub> ).....	27
Condutividade (µS/cm) .....	28
Capacidade de Retenção de Água (%) .....	29
Vegetação.....	30
Comunidade Edáfica.....	35
Análise de Componentes Principais.....	41
Análise de Correspondência Canónica.....	43
4. Discussão .....	45
5. Conclusão .....	52
6. Referências .....	53
Anexos .....	63

## Lista de Abreviaturas

PAHs	<i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbon</i>
MO	Matéria Orgânica
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
CRA	Capacidade de Retenção de Água
PCA	Análise de Componentes Principais
CCA	Análise de Correspondência Canónica



# Lista de Figuras

<i>Figura I1. Esquema representativo do aumento da conectividade, entre duas manchas de habitat inicialmente isoladas, através da formação de um corredor ecológico. Adaptado de National Agroforestry Center, Conservation Buffers – Corridors and Connectivity. ....</i>	<i>7</i>
<i>Figura I2. Árvore filogenética representativa da evolução do filo Arthropoda e a relação entre os sub-filos. Retirado de <a href="https://bioweb.uwlax.edu/bio203/s2014/christop_mega/classification.htm">https://bioweb.uwlax.edu/bio203/s2014/christop_mega/classification.htm</a>.....</i>	<i>10</i>
<i>Figura I3. Colocação de uma armadilha de queda no terreno e ilustração do material utilizado. ....</i>	<i>16</i>
<i>Figura I4. Imagens ilustrativas dos diferentes modos de captura de artrópodes. 1-armadilha de queda; 2-Método de Berlese Tullgren; 3-Extração de Winkler; 4-“Canopy Fogging”; 5-Armadilha de Malaise; 6-“Window Trap”. ....</i>	<i>18</i>
<i>Figura MM1. Representação de toda a extensão da Estrada da Circunvalação (a vermelho). As marcas amarelas delimitam a secção amostrada.....</i>	<i>20</i>
<i>Figura MM2. Representação dos pontos de amostragem, de 0 a 19, na Estrada da Circunvalação. A vermelho, o ponto 14, removido do estudo.....</i>	<i>21</i>
<i>Figura R1. Variação do conteúdo em Matéria Orgânica (%) (média + erro padrão), em cada local de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono).....</i>	<i>26</i>
<i>Figura R2. Variação do pH (dH<sub>2</sub>O) (média + erro padrão), em cada local de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono).....</i>	<i>27</i>
<i>Figura R3. Variação do pH (CaCl<sub>2</sub>) (média + erro padrão), em cada local de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono).....</i>	<i>28</i>
<i>Figura R4. Variação da Condutividade (μS/cm) (média + erro padrão), registada nos diferentes locais de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono)..</i>	<i>29</i>
<i>Figura R5. Variação da Capacidade de Retenção de Água (%) (média + erro padrão) registada nos locais de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono). ....</i>	<i>30</i>
<i>Figura R6. Percentagem das cinco ordens mais representadas em ambas as amostragens.....</i>	<i>37</i>
<i>Figura R7. Número de famílias registadas para cada local de amostragem nos dois períodos de amostragem. ....</i>	<i>39</i>
<i>Figura R8. Número de indivíduos registados para cada local de amostragem nos dois períodos de amostragem.....</i>	<i>40</i>
<i>Figura R9. Variação (média + erro padrão) do Índice de diversidade de Shannon-Wiener H' (cima) e índice de equitabilidade Pielou J (baixo), para cada local amostrado nas duas épocas de amostragem. ....</i>	<i>41</i>

*Figura R10. Apresentação gráfica da análise PCA realizada com base nos parâmetros de solo para cada local em ambas em épocas de amostragem. F = Outono; S = Primavera. .... 43*

*Figura R11. Apresentação gráfica da análise CCA realizada com base nos parâmetros de solo e famílias de artrópodes identificadas para cada local em ambas em épocas de amostragem. F = Outono; S = Primavera..... 44*

# Lista de Tabelas

Tabela MM 1. Coordenadas de cada local de amostragem. ....	19
Tabela R 1. Listagem das famílias e espécies identificadas e a sua distribuição pelos locais amostrados. ....	31
Tabela R 2. Listagem das ordens e famílias da comunidade edáfica identificada, e códigos utilizados na análise de resultados. ....	35

# 1.Introdução

*“Invertebrates, the little things that run the World...”* (Wilson, 1987)

## Ecosystema Urbano

As características de um lugar são variáveis de acordo com vários parâmetros, nomeadamente se o local é selvagem, ou seja, sem influência direta do Homem, área de cultivo ou então uma região urbana fortemente alterada por ações antrópicas. Atualmente, a urbanização tem efeitos notórios nas paisagens regionais, estendendo-se para áreas onde a ação humana era praticamente nula. Este fenómeno acontece devido ao crescimento populacional acelerado, onde cerca de 50% da população mundial habita em áreas urbanas. Esta massificação leva à necessidade de que os centros urbanos se alastrem rapidamente e, na maioria das vezes, sem um plano de construção definido e integrado com a natureza. É necessário então explorar um novo conceito de estudo – ecossistema urbano – onde é conjugada a informação recolhida sobre todos os elementos de fauna e flora que compõe o ecossistema e a presença humana no local, de modo a serem conjugados os fluxos e as influências recíprocas na área de estudo. A informação recolhida nos ecossistemas abrange uma vasta gama de organismos, desde árvores de grande porte e aves ou micromamíferos e/ou comunidade edáfica e vegetação rasteira.

As áreas urbanas constituem um desafio de desenvolvimento, não só para a espécie humana como para a adaptação e sobrevivência da componente biótica do ecossistema (Morris, 2015). Contudo, este tipo particular de ecossistema deve continuar a ser encarado como parte de um ecossistema natural e, como tal, os seus limites poderão ser criados por bacias hidrográficas ou por outro tipo de limites naturais que poderão ser influenciados pelas atividades antrópicas. Grande parte da superfície terrestre está ocupada ou foi alterada devido a atividades humanas e o mesmo se aplica à área ocupada por água (McIntyre *et al.*, 2008). Deste modo, as áreas urbanas podem ser encaradas de duas formas distintas de acordo com a ecologia: 1) considerando os habitats separadamente e como uma espécie de “mancha”; 2) encarar a cidade como um conjunto dinâmico ecológico.

Assim e de uma forma integrada, os estudos desenvolvidos em regiões urbanas devem ser transversais, com recolha de informação a diferentes níveis; comunidade edáfica - artrópodes, dados sobre a caracterização do solo, vegetação circundante e componentes físicas e químicas do local (Pickett *et al.*, 2008).

## Solo e Vegetação urbana

O solo deve ser considerado como um recurso natural renovável, no entanto, o que se verifica atualmente é que a taxa de formação do solo é muito inferior à taxa de degradação e destruição, provocada por atividades humanas (Pulleman *et al.*, 2012).

Os solos urbanos são uma mistura entre produtos naturais e artificiais. Na sua função primária e simplificada, este substrato retém e fornece nutrientes e água, serve como meio de crescimento para a flora e abrigo para a fauna, é parte ativa no ciclo de reciclagem de nutrientes e processos de decomposição e biorremediação. Quando localizado em áreas urbanas, o solo acumula uma série de produtos tóxicos (como pesticidas, PAHs, metais e outro tipo de contaminantes), resultantes das atividades humanas. Assim, estes solos são por vezes considerados “artificiais”, resultantes, na sua grande maioria, de substratos artificiais que são degradados e acumulados num determinado local. As alterações conduzem a solos com maior concentração de contaminantes e também uma maior acidez. Esta composição do solo influencia as suas funcionalidades, gerando substratos ricos em substâncias tóxicas dissolvidas e impermeáveis que não permitem a retenção de água e nutrientes. Estes fatores não influenciam apenas a qualidade do solo não permitindo a fixação de fauna e flora que não conseguem desenvolver-se nessas condições adversas, alterando o funcionamento correto dos processos ecológicos que se desenvolviam no local (Effland & Pouyat, 1997). A alteração da composição dos solos em ambientes urbanos não tem apenas efeitos nas comunidades. Com o funcionamento do solo alterado surge uma série de complicações indiretas como a degradação da qualidade da matéria orgânica produzida (os organismos produtores primários não conseguem subsistir de igual forma nestes substratos alterados), fenómenos de aquecimento atmosférico localizado e a introdução de espécies animais e vegetais não nativas com capacidade de se adaptarem melhor às alterações (Lovett *et al.*, 2000).

Os espaços urbanos possuem diferentes tipos de coberto vegetal que podem diferir desde enormes parques no centro das cidades, até pequenos jardins nas casas individuais ou até mesmo pequenas faixas de vegetação nas margens das estradas. Geralmente, estes espaços, apesar de possuírem diferentes dimensões são caracterizados pela existência de plantas herbáceas rasteiras (que permitem o desenvolvimento de atividades recreativas) e por um coberto arbóreo nem sempre bem distribuído mas que geralmente se encontra de acordo com as necessidades urbanas (espaços de sombra e lazer) (Brito *et al.*, 2012). A vegetação que ocorre nestes locais também sofre consequências específicas resultantes da urbanização. A circulação de pessoas e automóveis provoca danos que, por vezes, são irreversíveis e provocam o recuo da linha de vegetação, efeito também verificado quando os espaços verdes são utilizados para atividades recreativas sem possuírem as infraestruturas necessárias. A perturbação do espaço existente naturalmente leva ao avanço de espécies exóticas, aumentando a competição entre a vegetação existente. Este último fato poderá levar a um aumento enganador da riqueza de espécies vegetais em áreas urbanas porque, na realidade, o que se verifica é um aumento da população de espécies exóticas em detrimento das nativas (Zipperer *et al.*, 1997). Conjugando as alterações que o solo e a vegetação sofrem devido à urbanização e, tendo em conta que um ecossistema funciona como uma rede de ligações dinâmicas, é possível concluir que também a fauna sofrerá alterações devido à influência antrópica. E, se estas alterações são perfeitamente visíveis na fauna que se encontra à superfície, é na fauna que se encontra na camada inferior, nomeadamente na comunidade edáfica - os artrópodes, que se encontra o maior centro de preocupação de perda de biodiversidade, sendo o ponto que requer mais estudos esclarecedores. O efeito mais direto é a perda de habitat, resultante não só da degradação da qualidade do solo como também da perda de coberto vegetal nativo. A componente biológica (animais e plantas) deve ser conjugada com as informações recolhidas sobre a qualidade do solo, não só para se realizar uma monitorização eficiente das características do solo como para relacionar a gestão dos solos com os indicadores biológicos existentes (Pulleman *et al.*, 2012).

Atualmente existe interesse crescente nesta área com vários trabalhos publicados como, por exemplo, um estudo realizado numa mina a céu aberto no Norte de Itália em 2014, com a recolha de micro artrópodes em alguns pontos de amostragem que permitiram comprovar o bom nível de recuperação do solo após a finalização dos trabalhos de exploração do local (Menta *et al.*, 2014). Em 2015, Shakir e Ahmed publicaram um estudo que verifica as diferenças na comunidade edáfica devido às

alterações climáticas (amostragens em diferentes estações do ano) e as características do solo, neste caso, áreas agrícolas de culturas distintas, evidenciando as diferentes áreas de aplicação dos estudos que envolvem a comunidade edáfica (Shakir & Ahmed, 2015). Através deste tipo de estudos que incidem sobre a diversidade da comunidade edáfica, é possível dar a conhecer à população em geral os organismos existentes nos cobertos vegetais urbanos o que poderá contribuir para uma maior sensibilização para a preservação e melhoramento destes espaços (Pickett *et al.*, 2008). No entanto, será necessário um melhoramento da comunicação entre a ecologia enquanto ciência e a população e esta aproximação pode dar-se através da demonstração dos efeitos nefastos das atividades humanas e na proposta de soluções que possam mitigar essas perturbações (Tanner *et al.*, 2014).

## **Rede de Estradas em zonas urbanas e a sua influência na biodiversidade**

Os estudos baseados nos vários componentes do ecossistema acarretam algumas dificuldades, uma vez que é necessário considerar a fragmentação ou a degradação/perda de habitats. Estas alterações levam a que se formem manchas isoladas de habitat, com populações isoladas e consequentemente, aumento do risco de extinção (Main *et al.*, 1999). Um dos fatores essenciais para a fragmentação de habitats é a construção de estradas. As redes complexas formadas por estas infraestruturas não são novidade, tendo a civilização Romana sido pioneira na construção e difusão de redes de estradas que facilitavam a circulação entre vários pontos (Leão & Munaro, 2015).

Com a evolução tecnológica da sociedade, as estradas deixaram de ser simples linhas que facilitavam a circulação de pequenos veículos, permitindo a mobilidade humana em grande escala e o transporte de mercadorias para além do limite das interações sociais e qualquer limitação geográfica imposta pelo terreno, tornando-se assim uma das bases mais importantes da economia mundial (Forman, 2003). As estradas localizadas em centros urbanísticos são uma das infraestruturas responsáveis pela criação de barreiras ecológicas. Estas permitem atravessar qualquer tipo de relevo como montanhas, planícies e rios, tendo assim efeitos diretos sobre componentes do ecossistema, nomeadamente a composição das espécies (Coffin, 2007). Estas barreiras não representam apenas cortes artificiais na paisagem que impedem a expansão de

habitat de determinadas espécies, mas também possuem um grande impacto ambiental devido à poluição sonora e erosão e depósito de sedimentos (Johnson *et al.*, 2002), emissão de substâncias voláteis como monóxido de carbono e óxidos de nitrogénio (Coffin, 2007) devido à circulação de veículos e ainda poluição química e tóxica através do derrame de substâncias químicas que escorrem para os terrenos que ladeiam as estradas (Grant *et al.*, 2003).

O efeito de barreira pode criar metapopulações nas populações contínuas que existiam primariamente nesse local, levando à formação de pequenas subpopulações, com maior probabilidade de extinção, principalmente para as espécies com uma distribuição reduzida e com um baixo efetivo populacional (Forman & Alexander, 1998). Este problema pode ainda ser agravado pela mortalidade causada por atropelamentos nas vias de rodagem (Bennett, 1991).

Com o aparecimento de extensas redes de estradas, a paisagem e toda a biodiversidade tiveram de se adaptar, ocorrendo uma reformulação das formas de relevo locais e a redistribuição das espécies animais e vegetais presentes. Esta situação conduziu à formação de mosaicos de ecossistemas característicos com padrões de biodiversidade muito próprios (Forman, 2003). Pode-se então dizer que os efeitos da construção de estradas podem ser medidos através das alterações observadas nas componentes bióticas e abióticas dos ecossistemas terrestres (Coffin, 2007). Um dos grandes problemas ecológicos associados à construção de estradas prende-se com o facto de a perturbação associada não ser localizada, estendendo-se ao longo de uma faixa que pode atravessar vários ecossistemas ao longo de vários quilómetros. Geralmente, e de forma a mitigar a perturbação, as estradas urbanas possuem corredores centrais, com vegetação nativa. As bermas, quando não estão fortemente urbanizadas, são compostas por vegetação herbácea ruderal que, geralmente carece de controlo e gestão (Forman & Alexander, 1998). Quando estas áreas são cuidadas, com regimes de corte estudados e com um projeto de plantação bem definido, as bermas da estrada fornecem habitat para alguns pequenos mamíferos e insetos. Assim, estas pequenas áreas podem ser focos de vegetação nativa remanescente, funcionando como motores de biodiversidade que, apesar de tudo, apresentam condições ecológicas bastante variáveis derivadas da contínua mudança de fontes de poluição resultante da circulação nas estradas (Brock & Kelt, 2004). No entanto, a construção de estradas não implica apenas a redução de mobilidade da biodiversidade ou a criação de populações isoladas. Como em qualquer perturbação existente na Natureza, haverá sempre espécies que poderão beneficiar e adaptar-se de forma



consistente às novas características de um determinado ecossistema. Normalmente, as espécies que aproveitam estas oportunidades têm grande capacidade de dispersão, sendo os veículos em circulação um vetor importante. Por isto as estradas são consideradas um dos principais fatores causais no estabelecimento bem-sucedido de espécies exóticas invasoras tanto da flora como da fauna (Pauchard & Alaback, 2004).

De uma forma geral e pelo seu sucesso, as plantas não-nativas são frequentemente utilizadas (erradamente) para ornamentar as bermas e/ou o separador central das estradas. Uma vez que as suas sementes são facilmente dispersas pelos veículos, o processo de dispersão é incrementado muito para além da zona envolvente das estradas (Lonsdale & Lane, 1994). Resumindo, as estradas afetam e manipulam as componentes biótica e abiótica da paisagem onde estão inseridas, alteram o fluxo de materiais e níveis de poluição de forma flutuante. De uma forma imprevisível podem alterar a dinâmica das populações de plantas e animais aí instaladas, introduzindo, frequentemente, elementos exóticos e invasores (Coffin, 2007). Manter e restabelecer a conectividade entre os habitats é fundamental. Assim, o conceito de corredor ecológico surge com uma importância crescente nas últimas décadas, fruto da maior preocupação sobre o estado de conservação das manchas verdes (Van Der Windt & Swart, 2008). O corredor ecológico consiste numa faixa, que poderá ser ou não artificial, onde ocorre um conjunto de elementos biológicos diversificados. Geralmente esta área é idealizada em regiões profundamente alteradas, podendo estabelecer a ligação entre habitats fraturados e permitir a mobilidade e sobrevivência das espécies (Santos *et al.*, 2007), superando assim o problema da fragmentação de espaço (Bennett & Mulongoy, 2006) (fig. 11). O problema da mobilidade em espaços fragmentados afeta vários grupos de organismos, desde macro mamíferos como os lobos, lince *Canis lupus* ou pequenos roedores, anfíbios e répteis e até microfauna, que não conseguem ultrapassar estas barreiras físicas. De forma mais específica, existem várias taxa dentro da grande diversidade que constitui o grupo dos artrópodes que possuem sérias dificuldades de dispersão quando localizados em faixas de habitat descontínuo, como por exemplo, algumas famílias de ácaros, aranhas e alguns coleópteros (Vergnes *et al.*, 2012), e a existência de corredores ecológicos ajuda a mitigar esta dificuldade.

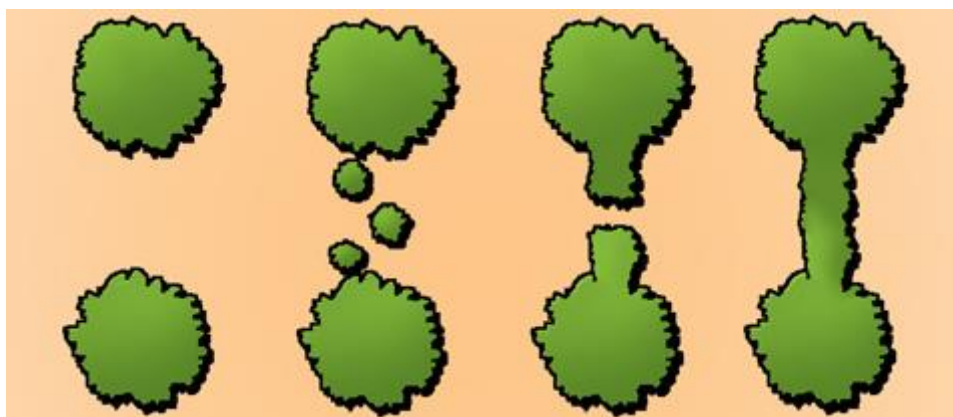


Figura I1. Esquema representativo do aumento da conectividade, entre duas manchas de habitat inicialmente isoladas, através da formação de um corredor ecológico. Adaptado de National Agroforestry Center, Conservation Buffers – Corridors and Connectivity.

O reconhecimento da existência de metapopulações, onde existe um equilíbrio entre a extinção de uma sub-população numa determinada mancha ocupada e a colonização de novas manchas inoculadas de habitat (Levins, 1966) e a teoria do equilíbrio biogeográfico de ilhas contribuiu para o aumento da importância dos corredores ecológicos na conservação da natureza (Looijen, 2000). Esta última teoria prevê que existe um equilíbrio dinâmico entre o número de espécies residentes num determinado local isolado e entre as taxas de extinção e migração para um local com novas espécies (MacArthur & Wilson, 1967). A prova teórica da importância destas estruturas tornou o seu uso recorrente em campos de restauração ecológica e ecologia aplicada (Jongman *et al.*, 2005), tornando-se imperativo conhecer a estrutura das comunidades e a dinâmica de funcionamento enquanto metapopulação.

Existem vários estudos de conservação publicados com base na formação e/ou manutenção de corredores ecológicos. A região ucraniana dos Cárpatos é um desses exemplos: constitui uma das maiores áreas naturais da Europa, apresentando grande diversidade biológica e é um dos mais importantes habitats de urso pardo, lince, lobo e outros grandes mamíferos. Devido à ação humana formaram-se manchas de habitat separadas por áreas agrícolas e estradas. A solução para o restabelecimento da conectividade passou pelo estudo das áreas preferidas para habitat das espécies afetadas e a partir desse ponto tentou-se encontrar ligações ecológicas através de programas de SIG e modelação. Posteriormente, estas faixas de ligação foram protegidas com legislação (Deodatus *et al.*, 2013).

Em Portugal também existem exemplos de corredores ecológicos como o estudo realizado para as populações de lobo ibérico no nosso território. A rede de autoestradas é a principal responsável pela diminuição da mobilidade e viabilidade destas populações e, através de modelação espacial das perturbações ambientais devido a atividades humanas, foi possível identificar áreas onde a influência humana é mínima e que possuem as características ideais para o lobo ibérico. Através do levantamento destas informações é possível a formação de corredores que não só encaminhem as populações para as áreas ideais como mantenham a ligação entre estas sem perturbações humanas relevantes (Gomes *et al.*, 2011).

A utilidade dos corredores ecológicos não se limita a macro mamíferos. Em 2012, nos arredores de Paris, numa área urbana constituída por vivendas com pequenos jardins e um parque central, foi realizado um estudo envolvendo comunidades de artrópodes, mais especificamente aranhas, carabídeos e estafilínídeos por serem bastante sensíveis à fragmentação. O parque central da comunidade foi considerado como o habitat natural que, através de dispersão, fornecia organismos aos jardins das casas que poderiam estar ou não ligados ao parque central. O estudo concluiu que formavam-se comunidades funcionais nos jardins que estavam ligados ao parque central e que, por outro lado, os jardins que permaneciam isolados apresentavam uma baixa abundância que só não era nula devido à capacidade de dispersão das aranhas. Assim, foi realçada a importância do papel dos corredores ecológicos para o reforço da biodiversidade em espaços verdes urbanos (Vergnes *et al.*, 2012).

## Filo Arthropoda

Os artrópodes (do grego *arthros* – articulado e *podos* – pés) fazem parte do Reino Animalia e são um dos grupos com maior biodiversidade e biomassa nos ecossistemas terrestres. Este grupo apresenta um grande número de indivíduos atualmente e também um registo fóssil considerável (Aguinaldo *et al.*, 1997), abrangendo cerca de 80% de todas as espécies animais descritas e ainda com um número incalculável de espécies por identificar. Devido à diversidade e complexidade que este grupo apresenta, os insetos e os crustáceos marinhos são os que mais contribuem para a incógnita associada ao número de artrópodes que realmente existem no nosso planeta (Brusca & Brusca, 2003). Estima-se que os primeiros invertebrados tenham surgido no período Câmbrio, em ambientes aquáticos, representando assim

as primeiras espécies de crustáceos. Atualmente, é possível encontrar grupos de artrópodes na grande maioria de ambientes distintos que o planeta Terra oferece, o que comprova o grande sucesso evolutivo deste grupo. Estes organismos apresentam grande variedade de tamanhos e taxas de crescimento (Tyrrell & Tyrrell 1990), estão na base de várias teias alimentares de anfíbios, peixes e aves, ocupam vários nichos ecológicos distintos e micro-habitats a nível terrestre e dulçaquícola (Collins & Thomas, 1991) e apresentam também uma distribuição sazonal, complexa e dinâmica em conjunto com grupos de animais vertebrados e plantas (Usher & Jefferson, 1991).

A divisão dos Artrópodes e a sua associação a outros grupos de organismos nem sempre foi segundo a classificação atual. Inicialmente, Lineu colocou todos os invertebrados no mesmo grupo, os chamados “vermes”, onde estavam incluídos os animais com corpos segmentados - vermiformes, mas excluiu todos os insetos, colocando estes num grupo à parte (Brusca & Brusca, 2003). Posteriormente, foram associados a rotíferos, anelídeos e tardígrados e, em 1848, Leuckart classificou os artrópodes como pertencentes a um filo distinto e caracterizado pelos apêndices articulados (fig. I2). Em 1866, Haeckel publicou a primeira árvore representativa da filogenia dos artrópodes, baseada no livro “A Origem das Espécies” (1859) de Charles Darwin, onde os artrópodes são representados como tendo uma origem aquática a partir da qual evoluíram como um grupo monofilético, diferenciando-se assim da classificação sugerida por Leuckart (Tiegs & Manton, 1958). Segundo Brusca & Brusca (2003), o Filo Arthropoda encontra-se dividido em 5 sub-filos: Chelicerata, Myriapoda, Crustacea, Hexapoda e Trilobitomorpha (fig. I1). Sendo que este último está extinto desde o final do Paleozóico. Os organismos pertencentes a este Filo apresentam exosqueleto e corpo segmentado, interna e externamente, dividido em cabeça e regiões do tronco (que apresentam uma designação diferentes conforme o grupo que se está a considerar). O exosqueleto é rígido e com uma cutícula bem desenvolvida, dividida em placas de quitina e proteínas com diferentes graus de esclerotização. A existência de pares de apêndices articulados nos segmentos corporais é uma das principais características morfológicas deste grupo apresentando uma grande variedade morfológica e especializações de acordo com os diversos taxa.

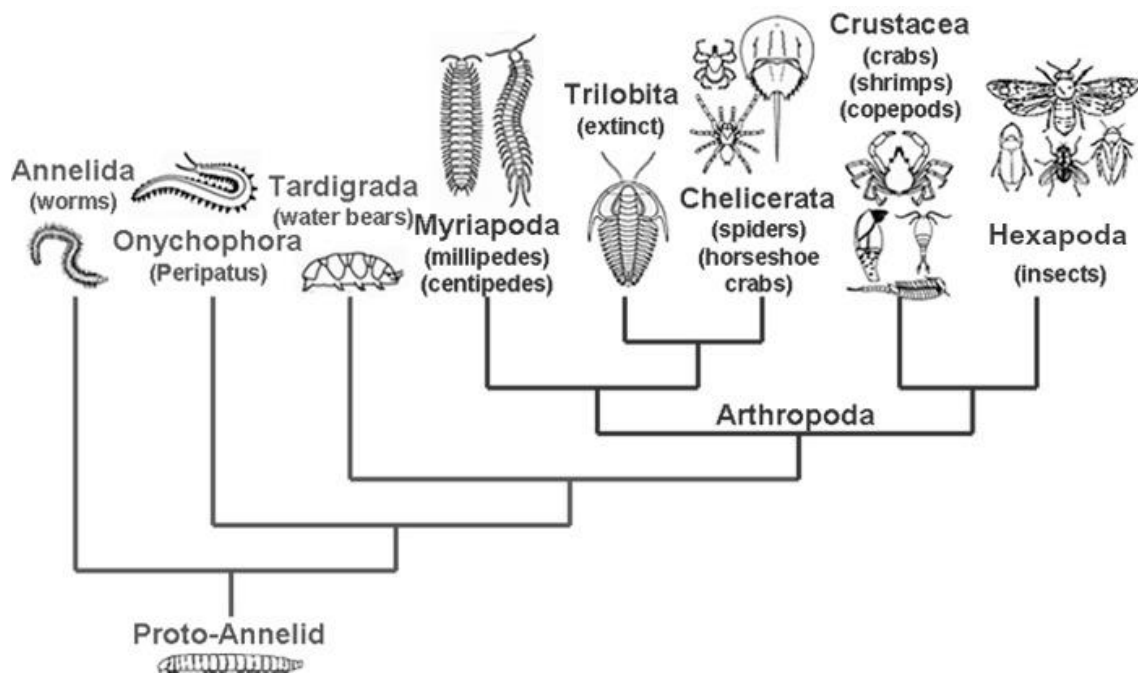


Figura 12. Árvore filogenética representativa da evolução do filo Arthropoda e a relação entre os sub-filos. Retirado de [https://bioweb.uwlax.edu/bio203/s2014/christop\\_mega/classification.htm](https://bioweb.uwlax.edu/bio203/s2014/christop_mega/classification.htm).

De forma mais específica, o sub-filo Trilobitomorpha com cerca de 4.000 espécies descritas, apresentava o corpo dividido em cabeça, tórax e abdómen e exosqueleto com sulcos longitudinais e dois lóbulos laterais (que lhe conferiam a sua forma característica e reconhecida que deu nome aos artrópodes mais conhecidos deste sub-filo - Trilobites), olhos compostos e um par de antenas e apêndices locomotores (Brusca & Brusca, 2003).

O sub-filo Crustacea representa um grupo essencialmente aquático, com cerca de 68 mil espécies vivas descritas, por exemplo caranguejos, lagostas e camarões. Estes organismos apresentam o corpo dividido em três tagma funcionais (cabeça, tórax e abdómen), mandíbulas em adultos, olhos compostos e, consoante o grupo considerado, podem apresentar vários pares de apêndices cefálicos e torácicos. Para além destas características, este grupo possui dois pares de antenas, o que o distingue de todos os outros artrópodes. No entanto, este sub-filo tem uma grande importância no estudo dos artrópodes terrestres porque engloba uma ordem bastante abundante na superfície terrestre – Isopoda – que possui o corpo achatado e os seus organismos desenvolveram estruturas respiratórias aéreas, substituindo assim as brânquias características da generalidade dos crustáceos. (Aquino *et al.*, 2006).

Relativamente ao sub-filo Chelicerata - assim chamados por possuírem um primeiro par de apêndices designado por quelícera, destinado à alimentação. Atualmente estão descritas cerca de 70 mil espécies com destaque para a classe Arachnida que engloba as aranhas, escorpiões e ácaros (Brusca & Brusca, 2003). Esta classe é constituída por animais com quatro pares de patas e são predadores carnívoros. As aranhas são os organismos com mais visibilidade nesta classe, pois assumem uma grande diversidade de formas, cores e comportamentos, podendo explorar todo o tipo de ambientes terrestres e possuem a capacidade única de produzir, através de estruturas especializadas, fios de fibra proteica (seda) que lhes permitem a construção de estruturas - teias, com a possibilidade de as usarem como abrigos, para captura de presas e que lhes facilita a mobilidade (Roberts, 1995). A ordem Acari (ácaros e carraças) confere uma importância especial ao sub-filo Chelicerata, pois são vetores de transmissão de doenças e responsáveis pela destruição de plantações, pelo que o impacto negativo que possuem sobre a economia enquanto pragas não pode ser ignorado (Barbosa *et al.*, 2003).

Os organismos pertencentes ao sub-filo Myriapoda apresentam um corpo articulado, dividido em segmentos, que pode ser achatado ou vermiforme e com um ou dois pares de patas em cada segmento (característica que o distingue dos restantes filis) (Aquino *et al.*, 2006). Este grupo de artrópodes possui cerca de 11 500 espécies descritas divididas em quatro classes: Symphyla, Pauropoda, com destaque para a Classe Chilopoda e Diplopoda. Estas duas classes apresentam diferenças significativas a nível morfológico e fisiológico: os organismos pertencentes à Classe Chilopoda são achatados e com um par de patas por segmento, carnívoros e inoculam veneno através de um par de pernas modificadas e deslocadas do tronco para a cabeça, sendo esta característica a mais identificativa da classe. Por outro lado, a Classe Diplopoda é constituída por animais herbívoros que se alimentam de manta morta, que apresentam um corpo cilíndrico e dois pares de patas locomotoras por segmento. Os organismos pertencentes a este sub-filo estão amplamente distribuídos e podem ser encontrados em ambientes húmidos, em regiões temperadas e tropicais, debaixo de pedras ou madeira em decomposição (Junior, 2011).

Com um pouco mais de um milhão de espécies descritas (número em constante mudança) surge o sub-filo Hexapoda, em que organismos apresentam o corpo dividido em 3 regiões – cabeça, tórax e abdómen – um par de antenas na cabeça e, geralmente, três pares de apêndices locomotores no tórax (característica que dá o nome ao sub-filo) e, quando existentes, asas no tórax. Este sub-filo assume uma importância extrema no

estudo da fauna edáfica por englobar a classe Insecta. Os insetos assumem as mais variadas formas e cores (podendo ou não ser alados) e estão presentes em diversos habitats e ambientes desde o topo de montanhas até desertos quentes, sobrando poucos espaços que não tenham sido colonizados por estes organismos (insetos). Os insetos são a classe mais abundante desta divisão, o que permite classificá-los como o grupo de animais mais bem-sucedido no Planeta Terra. A Classe Insecta divide-se em duas sub-classes: Apterygota, onde se incluem todos os insetos que não possuem asas como condição primária e Pterygota onde se encontram os insetos com asas (inclui também algumas espécies que já foram aladas mas que no decorrer da sua evolução perderam esta característica) (Chinery, 1993).

O início do Paleozoico marca o registo fóssil dos primeiros insetos alados que constituíram o marco mais importante no processo de diversificação da classe Insecta tal como a conhecemos. O aparecimento e evolução das estruturas aladas permitiu uma capacidade de adaptação e sobrevivência tornando este grupo num dos mais diversificados do nosso planeta (Kingsolver & Koehl, 1994). Para além das estruturas aladas, esta sub-classe apresenta organismos que sofrem metamorfoses completas (Endopterygota) ou incompletas (Exopterygota), algo que não se verifica na sub-classe Apterygota onde as formas juvenis são semelhantes às formas adultas. Pterygota engloba uma grande diversidade de ordens, importantes devido à sua diversidade, abundância e papéis exercidos nos ecossistemas onde estão inseridas, com destaque para as ordens Coleoptera (escaravelhos), Diptera (moscas), Orthoptera (gafanhotos), Hymenoptera (abelhas, formigas, entre outros) e Hemiptera (afídeos, cigarras, entre outros) (Wemans, 2015). Relativamente aos insetos não-alados é possível distinguir 5 grupos (ordens): Protura, Diplura, Collembola, Thysanura e Microcoryphia, que para além da ausência de asas podem também ser distinguidos por possuírem um aparelho bucal no interior da cápsula cefálica, em vez de apresentarem uma estrutura saliente como os Pterygota.

Os colêmbolos possuem cerca de 8000 espécies descritas e são organismos que podem atingir os 10 mm que preferem ambientes frios e húmidos como musgos e troncos em decomposição, no entanto, podem ser encontrados em vegetação rasteira, árvores e até mesmo em piscinas e campos gelados e algumas espécies são responsáveis pela degradação de jardins (Hopkin, 1997). Os primeiros registos fósseis de hexápodes pertencem à ordem Collembola (Brusca & Brusca, 2003). Tal como os colêmbolos, os organismos pertencentes à Ordem Diplura podem ser encontrados em ambientes húmidos, no solo ou em superfícies cobertas por pedras, têm menos de 7mm

e há registo de cerca de 800 espécies em todo o Mundo (Janssens & Christiansen, 2011). A ordem Protura possui organismos mais raros, com cerca de 800 espécies e podem ser encontrados no mesmo tipo de habitats das ordens descritas anteriormente (Zhang, 2011).

## **Artrópodes como indicadores biológicos e a sua importância ecológica**

Indicadores biológicos são definidos como um organismo ou grupos de organismos cuja avaliação da presença ou ausência, abundância, morfologia e comportamento fornece informações sobre o estado de conservação de um determinado habitat ou ecossistema (Gerhardt, 2002). Assim, e de acordo com esta definição, os artrópodes podem ser utilizados para diagnosticar o estado de um determinado ambiente, avaliar as funções ecológicas e serviços de ecossistemas através de respostas destes a stresses e modificações ambientais. Atualmente estes organismos são amplamente utilizados na avaliação de riscos ambientais e monitorização do uso do solo (Pulleman *et al.*, 2012).

Devido à importância que assumem nos processos biológicos dos ecossistemas naturais e também pela grande diversidade de espécies que apresenta, os organismos da classe Insecta são um bom exemplo de indicadores ecológicos. O controlo biológico realizado por algumas espécies de insetos, que atuam como predadores naturais, é um exemplo evidente da importância dos insetos na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas, pois o controlo biológico é um fenómeno natural, baseado nas teias alimentares e na complexidade de interações que estas estabelecem. A predação natural entre algumas espécies de coleópteros (ex: joaninha, predador) e espécies de afídios (ex: pulgões, presa) constitui um exemplo prático de controlo biológico, impedindo a existência de pragas em culturas de cereais. Os fenómenos de predação natural podem então ser utilizados pelo Homem de forma a controlar determinadas pragas sem ocorrer a degradação artificial do ecossistema (Gassen, 2001). A polinização realizada pelos insetos também constitui um exemplo visível da importância desta classe: considerando um caso extremo e hipotético de desaparecimento de todos os insetos é possível prever que a maioria das plantas com flores também se extinguiriam, arrastando com elas a estrutura física da maioria das florestas e outros habitats terrestres e, consequentemente, os ciclos de nutrientes e da água seriam



interrompidos. Este é apenas um exemplo hipotético mas que serve para realçar a importância desta classe de organismos para o equilíbrio terrestre (Wilson, 1987). Por ocuparem micro-habitats, existe a possibilidade de dividirem o habitat em fragmentos mais reduzidos e altamente especializados, possibilitando a coexistência de várias espécies especializadas e características desse local - espécies endémicas - que nos podem fornecer informações acerca da conservação destes locais (Erwin, 1982).

McGeoch (1998) define como indicador ecológico uma espécie, ou grupo de espécies que representa o impacto da mudança ambiental num determinado habitat, comunidade ou ecossistema. Assim, o estudo da diversidade e abundância dos artrópodes pode ser conjugado com as relações ecológicas e fatores bióticos e abióticos para a processos de conservação e ou mitigação (Saloña *et al.*, 2010).

A ideia da utilização de invertebrados como bioindicadores para os ecossistemas terrestres teve por base o uso dos macroinvertebrados aquáticos utilizados como indicadores da qualidade da água (Hellowell, 1986). A sensibilidade de grupos de artrópodes à variação de fatores ambientais como a temperatura ou humidade torna-os bons indicadores locais e regionais das mudanças ambientais (Britten *et al.*, 1994) e, o seu registo fóssil foi utilizado para a reconstrução da história climática dos locais onde foram descobertos (Atkinson *et al.*, 1987). A biodiversidade de artrópodes no solo é um indicador da qualidade deste, pois muitos têm a capacidade de responder rapidamente a modificações ambientais, pois possuem, na sua generalidade, um rápido crescimento populacional caracterizado por ciclos de vida curtos (Kremen *et al.*, 1993). Assim, a diversidade e abundância de artrópodes terrestres são parâmetros que podem servir de base para elaborar estratégias/processos de conservação da biodiversidade e gestão de reservas naturais (Pearson & Cassola 1992). A análise destes parâmetros podem indicar os locais mais críticos e com maior necessidade de intervenção, ou por outro lado, podem ser indicadores de qualidade de um determinado local e o seu estudo permite a manutenção desse estado. Para além disto, a captura dos invertebrados terrestres é um processo fácil e pouco dispendioso, comparativamente por exemplo à captura de vertebrados terrestres, podendo capturar um maior número de indivíduos num menor período de tempo. A classe Insecta (a mais diversa dos artrópodes) é um bom exemplo de indicador ecológico, não só pela grande diversidade de espécies que apresenta, mas também pela importância que assume nos processos biológicos dos ecossistemas naturais (Wink *et al.*, 2005).

## Métodos para captura de artrópodes terrestres

A captura de artrópodes terrestres é fundamental para que seja reunida a informação da sua diversidade, e assim conseguir caracterizar o local em estudo. As “pitfalls traps” (armadilhas de queda) (fig. I2-1) são a técnica mais utilizada para a captura de invertebrados terrestres por parte dos entomologistas, pois a avaliação dos organismos capturados permite recriar uma estimativa da atividade e densidade no local desses determinados organismos durante o período de amostragem (Brown & Matthews, 2016). Estima-se que a primeira utilização deste tipo de armadilhas para recolher artrópodes tenha sido há, aproximadamente, 120 anos, com a colocação de alguns exemplares em profundidade no solo, apenas com a abertura à superfície camuflada com elementos naturais do local (Work *et al.*, 2002). Ao longo da História e com a evolução verificada em várias áreas das ciências naturais, o objeto utilizado para servir de armadilha foi-se modificando e adaptando de modo a tornar-se cada vez mais económico e eficiente na captura de organismos (Brown & Matthews, 2016). São utilizados vários materiais para construir armadilhas de queda como o vidro e o metal (Barber, 1931; Fichter, 1941), no entanto, o material mais utilizado é o plástico porque apresenta várias vantagens: é mais fácil de obter (podem ser utilizados fundos de garrafas de água, por exemplo) e substancialmente mais barato; mais fácil de manusear e mais resistente quando colocado no campo; do ponto de vista prático, é mais fácil de transportar em conjunto com os outros materiais necessários para o trabalho de campo porque é mais leve e maleável, podendo ser reciclado para outras amostragens (Brown & Matthews, 2016). Estudos mais recentes apontam que a cor do material usado na armadilha de queda poderá influenciar o número e diversidade de organismos capturados, sugerindo a sensibilidade de determinados organismos para este parâmetro (Buchholz *et al.*, 2009).

As armadilhas *pitfall* devem possuir um diâmetro e profundidade adequada ao grupo(s) de organismos que se pretende capturar, pelo que não existem valores fixos e imutáveis no que toca a este ponto. Por exemplo, há relato de estudos recentes que, devido ao tipo de organismos que pretendiam capturar (ácaros, neste caso), foram utilizadas armadilhas de apenas 10mm de diâmetro, de modo a otimizar a captura (Lehmitz *et al.*, 2012). No seu interior, as armadilhas devem possuir um líquido não tóxico (o mais sugerido na literatura consultada é o de uma mistura de água e etanol),

que seja capaz de matar os organismos capturados e também conservá-los até à recolha da armadilha *pitfall* (Schmidt *et al.*, 2006). As armadilhas devem ficar no campo num período entre 10 a 12 dias para permitir uma recolha eficaz (Antunes *et al.*, 2008). Não existem padrões definidos para a construção de uma *pitfall*, existindo apenas um consenso relativamente ao melhor material a utilizar – plástico, preferencialmente de cor transparente e a sua melhor localização será na zona superficial do solo, dependendo dos artrópodes pretendidos (fig. I3).



Figura I3. Colocação de uma armadilha de queda no terreno e ilustração do material utilizado.

Não existe um padrão de construção de armadilhas de queda, e com a evolução do estudo da comunidade edáfica outras técnicas de captura de organismos surgiram com princípios diferentes dos aplicados nas armadilhas de queda. Estas técnicas surgiram para colmatar falhas associadas à captura por armadilhas *pitfalls* e para se adaptarem melhor aos diferentes relevos e características do local de estudo, tornando-se assim, de certa maneira, especializadas para determinados grupos específicos de fauna edáfica. O método de recolha e análise dos organismos também pode variar, existindo técnicas que recolhem o solo no local de amostragem e só posteriormente, em laboratório, é que a triagem de organismos é realizada. Os métodos abaixo indicados são alguns exemplos de alternativas existentes à utilização da tradicional armadilha de queda e podem ser utilizados em conjunto, de acordo com o grupo e local em estudo para complementarem os dados recolhidos.

O método de Berlese –Tullgren (fig. I4-2) é uma técnica que consiste num sistema de extração constituído por funis montado geralmente em substratos de serapilheira, mas não constitui um método *in situ*, pois a recolha é realizada em laboratório. As amostras de solo são aquecidas (inicialmente com água quente, mas Tullgren introduziu as lâmpadas em substituição da água) fazendo com que os

organismos se afastem da fonte de calor e sejam recolhidos através do funil. É eficaz pois os organismos que aqui se encontram possuem pouca mobilidade e estão restringidos apenas a este habitat (Yekwayo *et al.*, 2016). É um método indicado para a captura de colêmbolos existentes na superfície do solo (Karyanto *et al.*, 2010).

A extração de Winkler, também designada por “Winkler bags” (fig. I4-3) utiliza um princípio bastante semelhante ao método Berlese – Tullgren, no entanto, a secagem do solo dá-se no terreno de estudo, no interior de sacos de tecido. É adequada para a captura de coleópteros (Sakchoowong *et al.*, 2007).

O “Canopy fogging” (fig. I4-4), é um método *in situ*, mais específico para a comunidade epífita, que vive associada à vegetação. Consiste na pulverização com inseticida de copas de árvores no local onde se pretende fazer a amostragem, ampliando assim a gama de organismos capturados que não seria possível obter utilizando apenas as armadilhas colocadas em terra. Este método abrange a componente aérea da biodiversidade de artrópodes e permite um aproveitamento da estrutura tridimensional de um local que não possua apenas vegetação rasteira, sendo indicado para grupos de insetos e aranhas (Pedley *et al.*, 2016). No entanto, apesar da utilização de inseticidas facilmente degradáveis em habitats sensíveis do ponto de vista ecológico, estes são bastante tóxicos não só para os insetos que se pretende capturar mas também para os restantes organismos do ecossistema (Häuser & Riede, 2015).

As armadilhas de Malaise, “Malaise Trap” (fig. I4-5) são utilizadas para a recolha de insetos voadores e consistem num pedaço de tecido que é esticado de forma a interceptar o voo dos organismos. Este tecido tem de estar inclinado para permitir a recolha dos organismos para um recipiente. É uma técnica utilizada principalmente para o estudo de insetos polinizadores (McCravy *et al.*, 2016) e é realizada *in situ*. Utilizada também para a captura de insetos polinizadores, a “Window Trap” (fig. I4-6) consiste em dois vidros colocados na rota que será de esperar que os organismos sigam durante a polinização. Por baixo desses vidros é colocado um recipiente que permite a recolha dos organismos (Howlett *et al.*, 2016).



Figura 14. Imagens ilustrativas dos diferentes modos de captura de artrópodes. 1-armadilha de queda; 2-Método de Berlese Tullgren; 3-Extração de Winkler; 4-“Canopy Fogging”; 5-Armadilha de Malaise; 6-“Window Trap”.

## Objetivos

Os objetivos definidos para o presente trabalho foram:

- Avaliar a diversidade da comunidade edáfica ao longo de um transecto da Estrada da Circunvalação no Porto em dois períodos distintos de amostragem (Primavera e Outono);
- Caracterizar o solo em cada local amostragem em termos de alguns parâmetros físicos e químicos;
- Efetuar o levantamento florístico em cada local de amostragem de modo a caracterizar o coberto vegetal em cada local de amostragem;
- Avaliar se existe algum impacto da proximidade do mar e posterior entrada em meio urbano na distribuição e abundância da comunidade edáfica e nas características do solo;
- Verificar a existência de um gradiente litoral-interior e a existência de um corredor ecológico ao longo do transecto amostrado na Estrada da Circunvalação.

## 2. Material e Métodos

### Local de estudo

A Estrada da Circunvalação está localizada a Norte de Portugal, dividindo a cidade do Porto e a de Matosinhos, e é parte da Estrada Nacional N.º 12, com uma extensão de  $\approx 17$  Km (desde Campanhã até à Rotunda da Anémoma). Esta pertence às Estradas de Portugal, e circunda a cidade do Porto, estabelecendo a separação entre as cidades de Matosinhos, Maia e Gondomar, no entanto é uma importante via de comunicação entre estas cidades. Construída entre 1889 e 1896, servia como barreira alfandegária uma vez que uma das suas extremidades está localizada junto ao mar. Inicialmente o separador central era um fosso, sendo posteriormente coberto por solo e vegetação (Marçal, 1971). Atualmente possui duas vias de circulação em cada sentido na maior parte da sua extensão, separadas por um separador central coberto com vegetação. As margens desta estrada encontram-se fortemente urbanizadas com pequenas manchas verdes que ocorrem pontualmente ao longo da sua extensão.

### Procedimentos de Amostragem

No separador central da Estrada de Circunvalação, foram definidos 20 pontos de amostragem, distanciados entre si de 250 m, ao longo de uma extensão total de 5 km (desde a Rotunda da Anémoma (P0) até à Escola Prática de Transmissões (P19) (fig. MM1 e MM2), cujas coordenadas estão indicadas na seguinte tabela (tab. MM1).

*Tabela MM 1. Coordenadas de cada local de amostragem.*

Pontos de amostragem	Latitude	Longitude
0	41° 10' 24.528" N	8° 41' 17.700" W
1	41° 10' 24.996" N	8° 41' 06.972" W
2	41° 10' 22.728" N	8° 40' 57.000" W
3	41° 10' 18.588" N	8° 40' 48.108" W
4	41° 10' 18.480" N	8° 40' 37.848" W
5	41° 10' 21.756" N	8° 40' 28.344" W
6	41° 10' 26.976" N	8° 40' 20.784" W



7	41° 10' 33.132" N	8° 40' 14.268" W
8	41° 10' 37.092" N	8° 40' 05.412" W
9	41° 10' 44.184" N	8° 40' 00.768" W
10	41° 10' 44.184" N	8° 39' 50.112" W
11	41° 10' 37.920" N	8° 39' 43.920" W
12	41° 10' 37.920" N	8° 39' 33.660" W
13	41° 10' 39.864" N	8° 39' 23.760" W
15	41° 10' 47.208" N	8° 39' 04.680" W
16	41° 10' 52.104" N	8° 38' 56.256" W
17	41° 10' 56.964" N	8° 38' 47.616" W
18	41° 11' 01.104" N	8° 38' 39.120" W
19	41° 11' 02.688" N	8° 38' 28.824" W

O ponto 14 foi removido do estudo, pois localizava-se num canteiro municipal, não representado deste modo a variabilidade da comunidade edáfica nem de vegetação. A amostragem decorreu em dois períodos distintos, Primavera (Abril) e Outono (Outubro) de 2015. Os períodos de amostragem foram definidos tendo em conta a altura em que os organismos da comunidade edáfica apresentam maior atividade (André *et al.*, 2009). Na amostragem realizada no Outono registaram-se períodos com elevada precipitação.

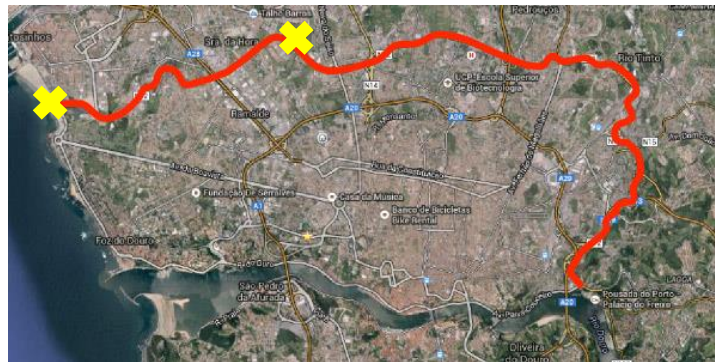


Figura MM1. Representação de toda a extensão da Estrada da Circunvalação (a vermelho). As marcas amarelas delimitam a secção amostrada.

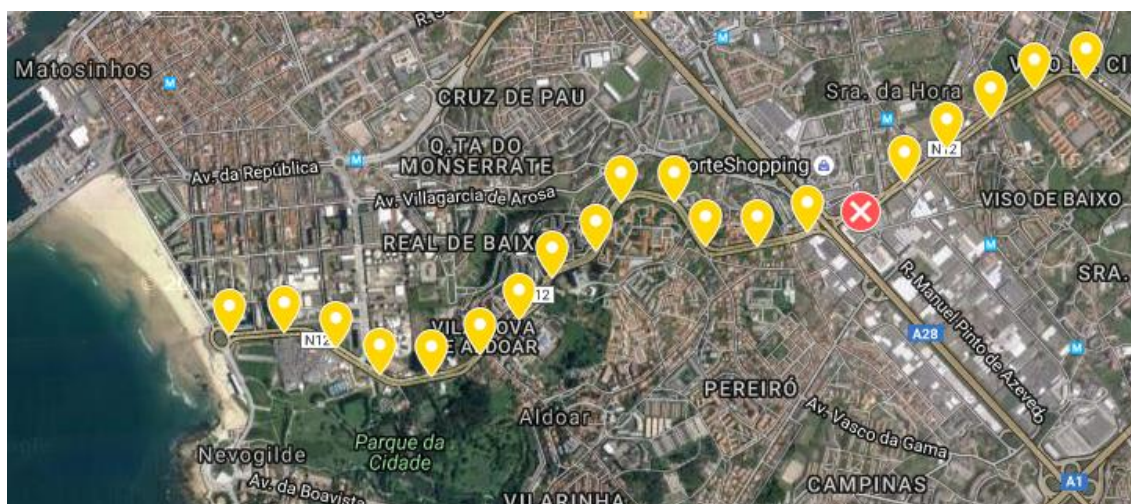


Figura MM2. Representação dos pontos de amostragem, de 0 a 19, na Estrada da Circunvalação. A vermelho, o ponto 14, removido do estudo.

A comunidade edáfica foi recolhida através da utilização de armadilhas de queda – “pitfalls traps”, idealizadas a partir de fundos de garrafas de água de 1,5 L, com cerca de 8 cm de altura. Em cada ponto de amostragem foram colocadas 3 réplicas de pitfalls (total de 57 pitfalls). Estas armadilhas foram enterradas no solo ficando apenas a abertura à superfície. No seu interior colocou-se formol a 4%, para preservar os organismos, e algumas gotas de detergente para quebrar a tensão superficial. As armadilhas foram cuidadosamente disfarçadas com elementos naturais presentes no local, de modo a impedir a captura de pequenos vertebrados e também a sua destruição por ação humana. As pitfalls foram deixadas no campo durante 12 dias (Pereira *et al.*, 2008). Findo este período, procedeu-se à recolha da comunidade edáfica através da filtração do material de cada armadilha e acondicionamento para frascos devidamente identificados. A filtração do conteúdo de cada armadilha procedeu-se com o auxílio de um funil contendo uma rede (200  $\mu$ m). O material recolhido foi conservado em álcool a 70% até posterior triagem e identificação.

Adicionalmente, e de modo a caracterizar rapidamente o solo em cada ponto de amostragem, o solo removido para a colocação de cada armadilha foi recolhido para sacos de plástico, devidamente identificados, para posterior análise de algumas características físicas e químicas do solo.

Para além da amostragem da comunidade edáfica e da recolha de solo para posterior caracterização, em cada ponto de amostragem procedeu-se ao estudo da flora existente, através de observação e identificação. Nas situações em que não foi possível



fazer a identificação da flora *in situ*, recolheu-se o material vegetal necessário para a identificação em laboratório.

## Procedimentos Laboratoriais

### Triagem e identificação da comunidade edáfica

A comunidade edáfica recolhida em cada armadilha foi triada dos restantes resíduos naturais (pequenos ramos e folhas) com o auxílio de uma lupa bilocular. Neste procedimento os organismos foram separados em grandes grupos de modo a auxiliar o processo de identificação. A identificação de cada indivíduo foi realizada até ao grupo taxonómico mais baixo possível (Família), por recurso a chaves e guias de identificação: Field Guide of Insects of Britain and Northern Europe (Chinery, 1993); Field Guide of Spiders of Britain and Northern Europe (Roberts, 1995); Bases para un curso práctico de Entomología (Barrientos, 1988). De modo a obter informação relativa à abundância específica foi efetuada a contagem dos indivíduos de cada grupo taxonómico identificado.

### Caraterização física e química do solo

As amostras recolhidas foram posteriormente secas ao ar (cerca de uma semana, ou o período necessário até o solo se encontrar completamente seco) antes de se proceder a qualquer análise. Após este período, os solos foram crivados por uma malha de 4 mm, de modo a remover todos os materiais grosseiros como pedras ou raízes de plantas. Após esta preparação inicial procedeu-se à análise de vários parâmetros físicos e químicos do solo: conteúdo em matéria orgânica (%), capacidade de retenção de água (%), pH (em dH<sub>2</sub>O e CaCl<sub>2</sub>) e condutividade (μS/cm).

#### *Conteúdo em Matéria Orgânica (%)*

A matéria orgânica presente no solo reflete as condições em que este se encontra, uma vez que a matéria orgânica é um parâmetro facilmente alterável devido

a influências externas, como por exemplo a descarga de substâncias químicas capazes de alterar o funcionamento das comunidades microbianas presentes (Cerri *et al.*, 1991).

Para a determinação deste parâmetro, foram colocadas em cadinhos cerca de 25 gr de solo seco ao ar (Pseco). Este conjunto foi colocado a incinerar numa mufla a 450°C, durante a noite (num período sempre superior a 8h). Após arrefecimento num exsiccador as amostras de solo foram novamente pesadas retirando-se nesta fase o peso do conjunto após incineração em mufla (Pmufla). O conteúdo em matéria orgânica foi calculado através da diferença de peso após mufla pela incineração da matéria orgânica de acordo com a equação (USEPA, 2004):

$$MO (\%) = \frac{(Pseco - Tara) - (Pmufla - Tara)}{(Pseco - Tara)} \times 100$$

#### *pH (dH<sub>2</sub>O e CaCl<sub>2</sub>)*

O pH é a medição físico-química da atividade dos iões que se encontram em suspensão numa determinada solução. É uma medida importante pois influencia a disponibilidade de nutrientes e substâncias tóxicas, podendo alterar os valores de produtividade do solo (Peters *et al.*, 1998). Para além da mediação do pH do solo numa solução de dH<sub>2</sub>O, realizou-se também a quantificação do pH do solo numa solução de CaCl<sub>2</sub> (0,01M), uma vez que permite abranger uma maior gama de ácidos detetados na amostra (Schofield & Taylor, 1955).

A medição deste parâmetro foi realizada de acordo com o definido pela *International Organization for Standardization* (ISO, 1994). Pesaram-se 10 g de solo seco ao ar ao qual se adicionaram 50 mL de água destilada. Este conjunto foi colocado em agitação contínua durante 15 min e de seguida deixado a repousar durante uma hora. Os valores de pH foram medidos com o auxílio de uma sonda multiparamétrica (pH 1000L). A quantificação do pH do solo em CaCl<sub>2</sub> (1.11g/L) realizou-se com o mesmo procedimento descrito anteriormente, mas neste caso a agitação contínua foi feita com a adição de uma solução de CaCl<sub>2</sub> a 0,01M (ISO, 1994).

### Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

A Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) é uma medida utilizada para estimar a concentração de substâncias ionizadas dissolvidas numa solução. Assim, e em conjunto com os outros parâmetros, é possível determinar a qualidade do solo quando é adicionada uma solução aquosa a uma amostra (Brinkmann *et al.*, 2003). A medição da condutividade foi efetuada no conjunto de solo/dH<sub>2</sub>O utilizado para medir o valor de pH em água destilada, de acordo com o definido pela *International Organization for Standardization* (ISO, 1985). No entanto, este conjunto, após medição do pH foi deixado em repouso durante uma noite. No dia seguinte foi efetuada a leitura da condutividade com uma sonda de condutividade.

### Capacidade de Retenção de Água (%)

A capacidade de retenção de água de um solo é influenciada por vários fatores como o tipo de vegetação, a percentagem de matéria orgânica, fenómenos de lixiviação bem como os níveis de precipitação que poderão ocorrer durante o período do estudo (Naeth *et al.*, 1991). A medição da capacidade de retenção de água no solo foi efetuada colocando cerca de 25 gr de solo seco ao ar e crivado em frascos de plástico com fundo cortado o qual foi substituído por papel de filtro (ISO, 2008). Este conjunto foi pesado e de seguida, os frascos foram mergulhados em água durante 3h. O peso do frasco com o papel de filtro foi previamente anotado, antes da adição de solo (Tara). Após o período de emersão e de se retirar a água em excesso dos frascos, o conjunto foi novamente pesado e registado o seu peso (Pmolhado). De seguida, os conjuntos foram colocados numa estufa a secar (60°C) até se registar peso constante (Pseco). A capacidade de retenção de água do solo foi calculada através da seguinte equação:

$$\text{CRA (\%)} = \frac{(\text{Pmolhado} - \text{Tara}) - (\text{Pseco} - \text{Tara})}{(\text{Pseco} - \text{Tara})} \times 100$$

## Análise Estatística

Os diferentes parâmetros do solo e também a composição e distribuição da comunidade edáfica nos diferentes locais de estudo foram analisados através de

métodos estatísticos descritivos disponíveis no Software Microsoft Excel®. No caso particular da comunidade edáfica, este Software foi utilizado para calcular o Índice de diversidade de Shannon-Wiener  $H'$  de acordo com a seguinte equação:

$$H = - \sum_{i=1}^k p_i \log p_i$$

$H$  = Índice de Shannon-Wiener  
 $P_i$  = Abundância relativa

E também o Índice de Equitabilidade de Pielou  $J'$  de acordo com a seguinte equação:

$$J' = \frac{H'}{\log(S)}$$

$J'$  = Índice de Pielou  $J$   
 $H'$  = Índice de Shannon-Wiener  
 $S$  = número de famílias

Na representação gráfica da comunidade edáfica, devido ao elevado número de organismos em determinados locais, foi necessário realizar uma transformação logarítmica no eixo  $y$ , para que os dados se tornassem legíveis.

Através do Software Canoco® para Windows 4.5 foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA), que permitiu estabelecer a relação entre os parâmetros físicos e químicos que foram analisados no solo e os diferentes locais de amostragem em ambos os períodos de amostragem. A Análise de Componentes Principais (PCA) é uma técnica de análise multivariada que conjuga a informação de variáveis que possam estar correlacionadas numa matriz com variáveis designadas por componentes principais, permitindo que se observe as variáveis mais importantes (Bro & Smilde, 2014). Este Software foi também utilizado para a realização da Análise de Correspondência Canónica (CCA), que permitiu analisar possíveis relações entre a comunidade edáfica e os parâmetros físicos e químicos do solo em ambos os períodos de amostragem.

A Análise de Correspondência Canónica (CCA) utiliza uma análise multivariada para estabelecer, ou evidenciar, relações que possam existir entre as informações sobre as espécies analisadas e os fatores ambientais do local (Økland & Eilertsen, 1994).

### 3. Resultados

#### Caracterização física e química do solo

##### Conteúdo em Matéria Orgânica (%)

De acordo com a classificação da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, o solo recolhido nos pontos de amostragem deste estudo é maioritariamente rico em matéria orgânica ( $> 5\%$  MO) (fig. R1) (USEPA, 2004). Na amostragem de Outono registaram-se conteúdos de matéria orgânica mais elevados, com valores que variam entre  $5,43\%$  (P2) e  $25,41\%$  (P12), sendo este último o valor mais elevado de matéria orgânica em ambos os períodos de amostragem. A amostragem realizada na Primavera apresentou valores entre  $2,73\%$  (P2) e  $16,89\%$  (P10), o que também coloca o solo recolhido na categoria de rico em matéria orgânica. O local 2 apresenta o valor mais baixo de matéria orgânica, registado na Primavera ( $2,73\%$ ) e no Outono ( $5,43\%$ ). Este local era constituído principalmente por substrato arenoso e praticamente desprovido de vegetação (comparativamente aos restantes locais) na altura em que se realizaram as amostragens.

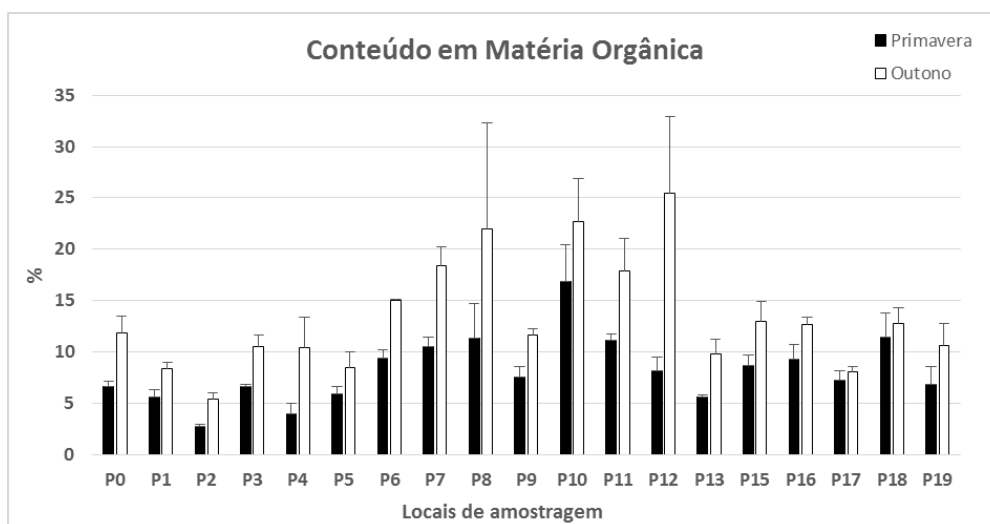


Figura R1. Variação do conteúdo em Matéria Orgânica (%) (média + erro padrão), em cada local de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono).

## pH (dH<sub>2</sub>O e CaCl<sub>2</sub>)

Todos os solos amostrados apresentaram um caráter ácido, nas duas extrações realizadas, com nenhum registo acima de 7 em ambos os períodos de amostragem.

Na análise de pH realizada com dH<sub>2</sub>O todos os valores de pH foram abaixo de 7 para ambos os períodos de amostragem, variando entre 4,39 (P11) e 6,5 (P3) na Primavera e 5,61 (P15) e 6,64 (P5) no Outono (fig. R2). Relativamente à análise de pH determinada com uma solução de cloreto de cálcio (1.11g/L) os valores obtidos correspondem também a solos ácidos, no entanto são ligeiramente mais baixos comparativamente à determinação de pH utilizando uma solução de água destilada encontrando-se, na sua maioria, abaixo de 6 e variando entre 4,8 (P19, P2, P6 e P8) e 5,32 (P1) na Primavera e 5,02 (P15) e 6,13 (P5) no Outono (fig. R3). O ponto 15 e 5 apresentam, respetivamente, os valores mais baixos e mais altos no Outono nas duas análises de pH efetuadas. Os pontos 4, 7, 8 e 11 apresentaram a maior diferença de valores de pH (dH<sub>2</sub>O) entre as duas épocas de amostragem. O ponto 7 registou a maior diferença de valores na extração dH<sub>2</sub>O com pH = 4,54 na Primavera e pH = 6,28 no Outono e o ponto 5 registou a maior diferença na extração com cloreto de cálcio, com pH = 4,81 na Primavera e pH = 6,13 no Outono.

Em ambas as extrações foram obtidos valores mais elevados de pH no Outono, sendo que na extração com cloreto de cálcio não se verificaram tantas discrepâncias nas duas épocas de amostragem.

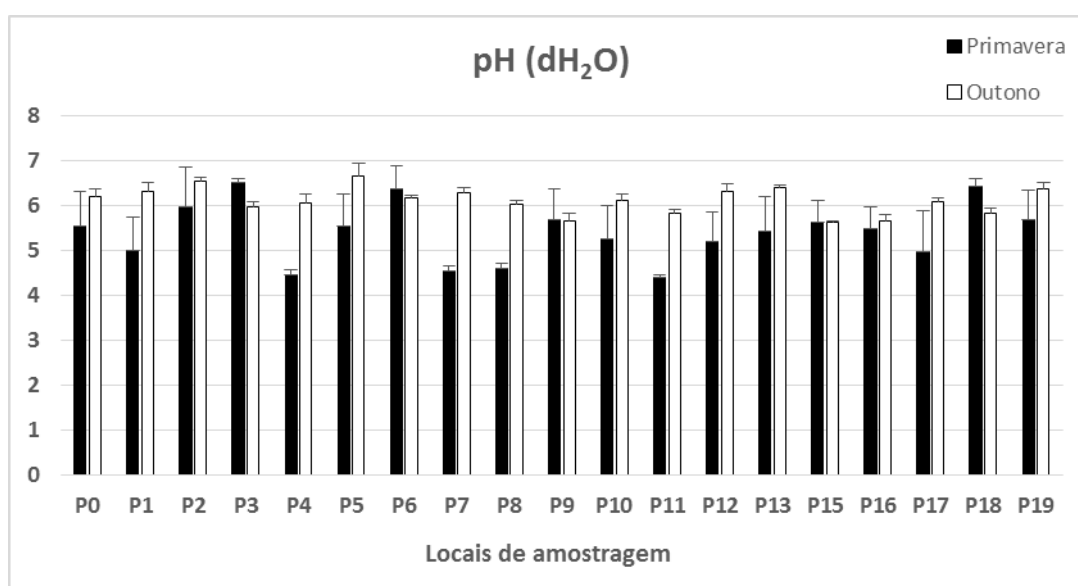


Figura R2. Variação do pH (dH<sub>2</sub>O) (média + erro padrão), em cada local de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono).

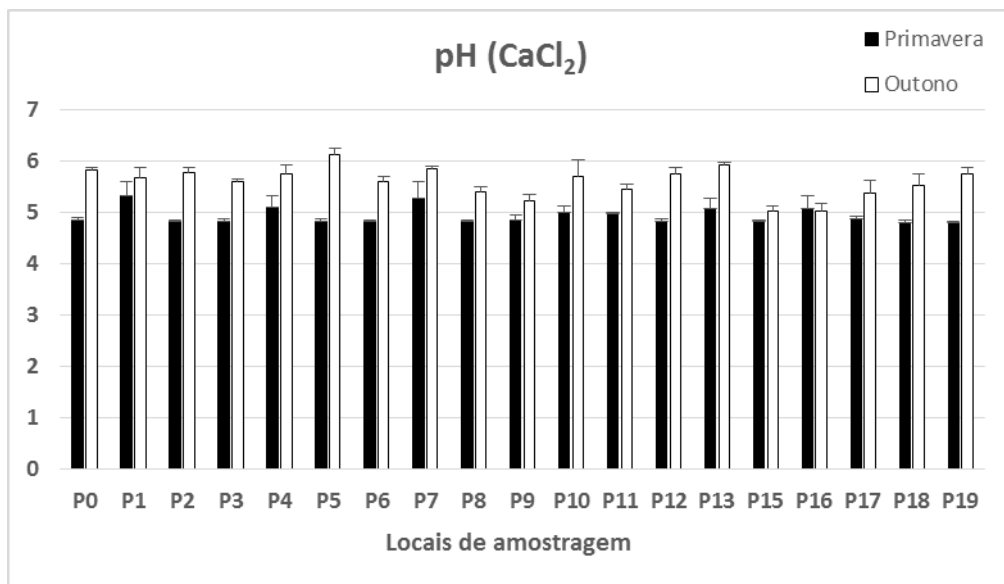


Figura R3. Variação do pH ( $\text{CaCl}_2$ ) (média + erro padrão), em cada local de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono).

### Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )

De acordo com Möller *et al.*, (2005) que consideram que o valor da condutividade de um solo é considerado médio a elevado acima de  $\approx 165 \mu\text{S}/\text{cm}$ , os solos amostrados neste estudo são caracterizados como solos de baixa condutividade ( $< 140 \mu\text{S}/\text{cm}$  – fig. R4). Os valores de condutividade obtidos variaram entre  $42,6 \mu\text{S}/\text{cm}$  (P4) e  $99,6 \mu\text{S}/\text{cm}$  (P6) na Primavera e entre  $50,6 \mu\text{S}/\text{cm}$  (P17) e  $135,37 \mu\text{S}/\text{cm}$  (P12) no Outono. Tal como nos parâmetros referidos anteriormente, a amostragem realizada no Outono apresenta, na generalidade, valores mais elevados de condutividade que, no entanto, continuam classificados como baixos (fig. R4). Neste período de amostragem, a distribuição de valores observou-se entre 80 a  $140 \mu\text{S}/\text{cm}$ , com a exceção de 5 pontos que se localizaram entre 60 a  $80 \mu\text{S}/\text{cm}$  (2, 3, 13, 18 e 19) e o valor mais baixo registado foi no local P17 com um valor de  $50,6 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Os locais P0 e P12 apresentam os valores mais altos de condutividade e foram ambos registados no Outono. Na amostragem realizada na Primavera apenas 5 pontos (0, 1, 3, 6 e 18) ultrapassam a barreira dos  $80 \mu\text{S}/\text{cm}$  e os restantes estão, na grande maioria, entre 40 a  $75 \mu\text{S}/\text{cm}$ .

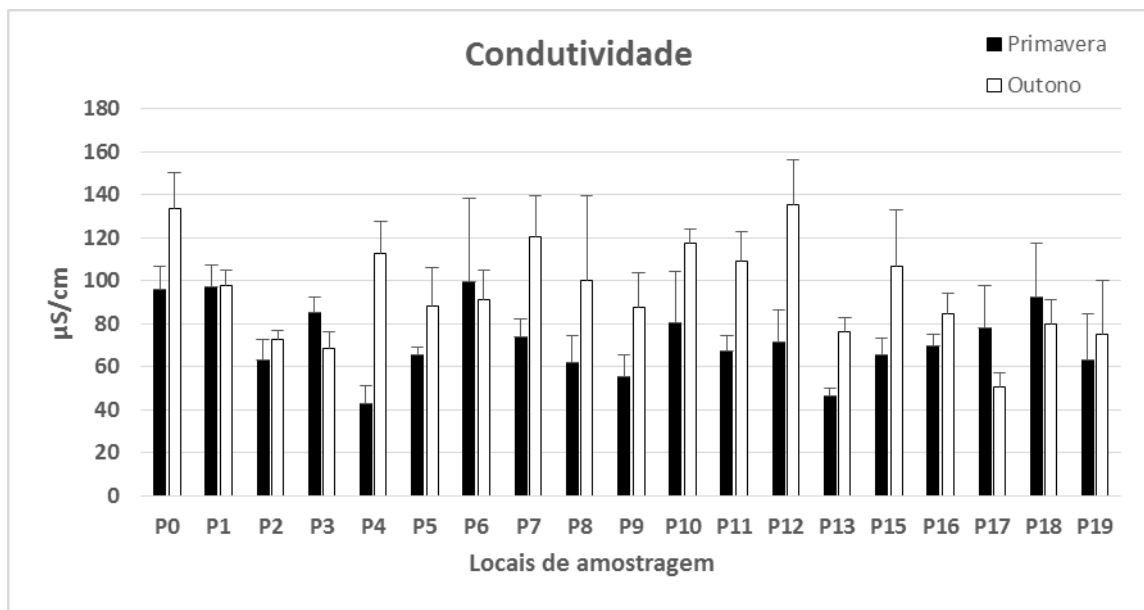


Figura R4. Variação da Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (média + erro padrão), registada nos diferentes locais de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono).

### Capacidade de Retenção de Água (%)

Os valores mais elevados de capacidade de retenção de água foram registados na amostragem realizada na Primavera, com a exceção do local P15. Os valores observados variam entre 24,2% (P4) e 54,9% (P7) na Primavera e entre 16,7% (P8) e 41,9% (P11) no Outono (fig. R5). Na amostragem realizada no Outono, não se registou nenhum valor acima dos 45%, e apenas os pontos P11 e P16 ultrapassam os 40% da capacidade de retenção de água, com valores de 41,9% e 40,9% respetivamente. Relativamente à Primavera apenas os pontos P7 (54,9%) e P11 (54,01%) ultrapassam, os 50% da CRA. Os pontos P4 e P8 destacam-se por serem os que apresentam valores mais baixos, em ambas as amostragens e, na Primavera apresentam valores bastante semelhantes: 24,20% e 24,45% respetivamente. Em alguns locais é possível observar que existem algumas diferenças entre os valores obtidos nas duas épocas de amostragem. O local P18 com uma diferença de 22,6% (a maior para este parâmetro), P10 com uma diferença de 17,6% e P7 com diferença de 17,5% para os valores obtidos. Por outro lado, os locais P3, P4 e P15 apresentam uma maior homogeneidade de valores de CRA entre os dois períodos de amostragem com diferenças de 1,02% e 2,49% e 2,5% respetivamente.



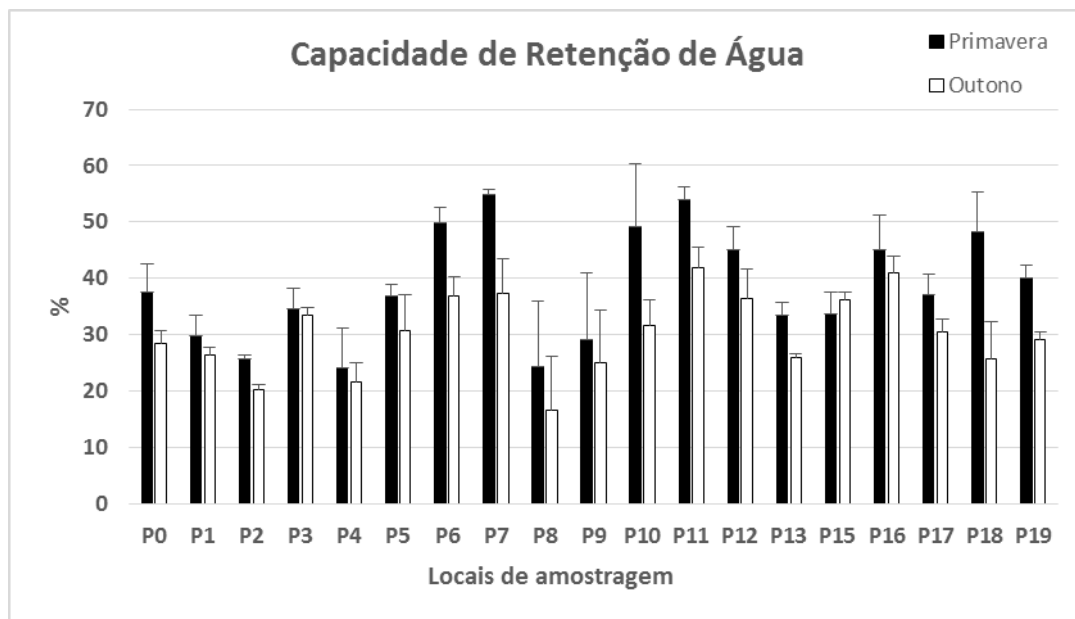


Figura R5. Variação da Capacidade de Retenção de Água (%) (média + erro padrão) registada nos locais de estudo nos dois períodos de amostragem (Primavera e Outono).

## Vegetação

Durante a amostragem realizada na Primavera foi efetuado, através de observação *in situ*, o levantamento do coberto vegetal que se encontrava nas proximidades de cada um dos locais de amostragem. Foram identificadas 33 famílias diferentes, cuja informação está sintetizada numa tabela com o código de cada família (tab. R1).

Tabela R 1. Listagem das famílias e espécies identificadas e a sua distribuição pelos locais amostrados. A **laranja** as espécies que não foi possível identificar, a **verde** as espécies infestantes, a **azul** as espécies arbóreas e a **vermelho** as espécies exóticas.

[illegible]

[illegible]

[illegible]

Platanaceae	<i>Platanus hispanica</i> Mill. ex Münchh.		x	x	x	x	x	x	x	x	x				x		x		x	
Poaceae	<i>Avena hirsuta</i> Moench		x	x	x	x	x		x		x	x	X	x	x			x	x	x
Poaceae	<i>Briza maxima</i>																			x
Poaceae	<i>Briza minor</i> L.						x													
Poaceae	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	x																		
Poaceae	<i>Bromus erectus</i> Huds.								x	x										x
Poaceae	<i>Bromus rubens</i> L.				x	x		x												
Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i> L.			x						x	x	x	X	x	x	x	x	x	x	x
Poaceae	<i>Holcus lanatus</i> L.								x											
Poaceae	<i>Hordeum murinum</i> L.	x								x		x	X	x	x	x				
Poaceae	<i>Lolium perenne</i> L.															x	x			
Poaceae	<i>Poa</i> sp.	x	x		x	x		x	x	x				x	x	x		x	x	x
Poaceae	<i>Vulpia muralis</i> (Kunth) Nees																			x
Polygonaceae	<i>Polygonum aviculare</i> L.								x	x										
Polygonaceae	<i>Rumex acetosa</i> L.	x	x	x	x														x	
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i> L.	x	x		x	x			x		x	x	X		x	x	x	x	x	x
Ranunculaceae	<i>Ranunculus muricatus</i> L.	x		x											x		x			
Ranunculaceae	<i>Ranunculus trilobus</i> Desf.	x																		
Rosaceae	<i>Rubus</i> sp.																		x	
Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L.				x			x	x		x	x	X		x			x		x
Rubiaceae	<i>Sherardia arvensis</i> L.				x							x	X	x						
Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i> L.								x			x	X	x				x		x
Urticaceae	<i>Parietaria judaica</i> L.					x					x				x					
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L.											x	X							
Riqueza Específica		21	20	22	23	23	21	24	31	13	29	29	27	30	28	32	29	28	30	41

No total de famílias identificadas foram registadas 107 espécies diferentes, sendo que o local 19 apresentou o maior número de espécies (41) e o local 8 apresentou apenas 13 espécies, o que corresponde ao número mais baixo. **Asteraceae** foi a família mais representada com 29 espécies distintas, seguida pelas famílias **Fabaceae** e **Poaceae** com 13 e 12 espécies distintas, respetivamente.

A espécie mais representada foi *Plantago lanceolata* L., aparecendo em 16 locais de amostragem distintos. Por outro lado, verificaram-se 33 espécies que só foram registadas num único local de amostragem. Foram registadas 7 espécies exóticas, 5 espécies infestantes e 3 espécies arbóreas.

## Comunidade Edáfica

Nas 154 armadilhas *pitfall traps* recolhidas nos dois períodos de amostragem foram identificadas 11 ordens diferentes e 50 famílias diferentes de artrópodes. A informação relativa a este parâmetro está sintetizada numa tabela com o código atribuído a cada família representada na análise de dados (tab. R2).

Tabela R 2. Listagem das ordens e famílias da comunidade edáfica identificada, e códigos utilizados na análise de resultados.

Grupo Taxonómico	Ordem	Taxa	Abreviatura
Aracnida	Acarina	Euzetidae	Euz
Aracnida	Acarina	Ixodidae	Ixo
Aracnida	Acarina	Macrochelidae	Mac
Aracnida	Acarina	Tetranychidae	Tet
Aracnida	Acarina	Trombidiidae	Tro
Aracnida	Aranae	Clubionidae	Clu
Aracnida	Aranae	Dictynidae	Dic
Aracnida	Aranae	Dysderidae	Dys
Aracnida	Aranae	Hahniidae	Hah
Aracnida	Aranae	Heteropodidae	Het
Aracnida	Aranae	Lyniphiidae	Lyn
Aracnida	Aranae	Liocranidae	Lio
Aracnida	Aranae	Lycosidae	Lyc
Aracnida	Aranae	Mimetidae	Mim
Aracnida	Aranae	Pholcidae	Pho
Aracnida	Aranae	Salticidae	Sal
Aracnida	Aranae	Tetragnathidae	Tet
Aracnida	Aranae	Theridiidae	The
Aracnida	Aranae	Thomisidae	Tho
Aracnida	Aranae	Zoridae	Zor
Aracnida	Opiliones	Sclerosomatidae	Scl
Chilopoda	Lithobiomorpha	Lithobiidae	Lit

Crustacea	Isopoda	Armadillidiidae	Arm
Crustacea	Isopoda	Porcellionidae	Por
Diplopoda	Julida	Julidae	Jul
Entognatha	Collembola	Entomobryidae	Ent
Entognatha	Collembola	Hypogastruridae	Hyp
Entognatha	Collembola	Isotomidae	Iso
Entognatha	Collembola	Onychiuridae	Ony
Entognatha	Collembola	Sminthuridae	Smi
Insecta	Coleoptera	Aderidae	Ade
Insecta	Coleoptera	Aegialiidae	Aeg
Insecta	Coleoptera	Alleculidae	All
Insecta	Coleoptera	Anthicidae	Ant
Insecta	Coleoptera	Bostrichidae	Bos
Insecta	Coleoptera	Carabidae	Car
Insecta	Coleoptera	Catopidae	Cat
Insecta	Coleoptera	Cryptophagidae	Cry
Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	Chr
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae	Coc
Insecta	Coleoptera	Corylophidae	Cor
Insecta	Coleoptera	Latridiidae	Lat
Insecta	Coleoptera	Oedemeridae	Oed
Insecta	Coleoptera	Phalacridae	Pha
Insecta	Coleoptera	Pyrochroidae	Pyr
Insecta	Coleoptera	Silvanidae	Sil
Insecta	Coleoptera	Staphylinidae	Sta
Insecta	Hemiptera	Aphididae	Aph
Insecta	Hymenoptera	Formicidae	For
Insecta	Orthoptera	Acrididae	Acr

No total das duas amostragens foram recolhidos 44 191 artrópodes, com 12 929 organismos na Primavera e 31 262 no Outono. Da diversidade de organismos identificados, destacam-se cinco ordens pelo número elevado de organismos capturados, comparativamente com as restantes ordens, em ambas as amostragens: Collembola (famílias Onychiuridae, Hypogastruridae, Entomobryidae e Isotomida), Acarina (família Euzetidae), Hemiptera (família Aphididae), Hymenoptera (Formicidae) e Isopoda (família Armadillidiidae). Contabilizando os cinco grupos em conjunto, estes correspondem a 96,56% do total de organismos capturados na Primavera e 98,69% do total de organismos capturados no Outono (fig. R6).

A diferença entre o número total de organismos capturados na Primavera e no Outono deve-se ao número de colêmbolos capturados no Outono (Ordem Collembola). No total das armadilhas analisadas neste período de amostragem registaram-se 28 047 organismos pertencentes às cinco famílias identificadas de colêmbolos (só a família Hypogastruridae contabilizou 20 449) (Anexo I). Tendo em conta a abundância total de organismos capturados neste período de amostragem, só os colêmbolos representam cerca de 89,7%. Na amostragem realizada na Primavera os colêmbolos contribuíram

com 8631 indivíduos capturados, correspondendo a cerca de 66,8% do total observado (fig. R6). Relativamente aos ácaros, Ordem Acarina, na Primavera foi contabilizado um total de 1.742 organismos e no Outono 1.106, o que corresponde a 13,5% e 3,54% do total contabilizado em cada estação, respetivamente (fig. R6) (Anexo I). As formigas, Ordem Hymenoptera, contabilizaram 682 indivíduos na Primavera e 781 no Outono, o que corresponde a 5,3% e 2,5% do total de organismos capturados em cada estação, respetivamente (fig. R6) (Anexo I). Todos os hemípteros recolhidos pertencem à família Aphididae, vulgarmente conhecidos por pulgões ou afídeos. Na Primavera foram capturados 1 095 indivíduos e no Outono 464 indivíduos, o que corresponde a 8,46% e 1,48% da percentagem total de organismos capturados em cada estação, respetivamente (fig. R6) (Anexo I). Os Isópodes, vulgarmente conhecidos por bichos-de-conta, apresentaram um total de 323 indivíduos na Primavera e 458 indivíduos no Outono, o que corresponde a 2,5% e 1,5% do total de indivíduos capturados para cada amostragem, respetivamente (fig. R6) (Anexo I).

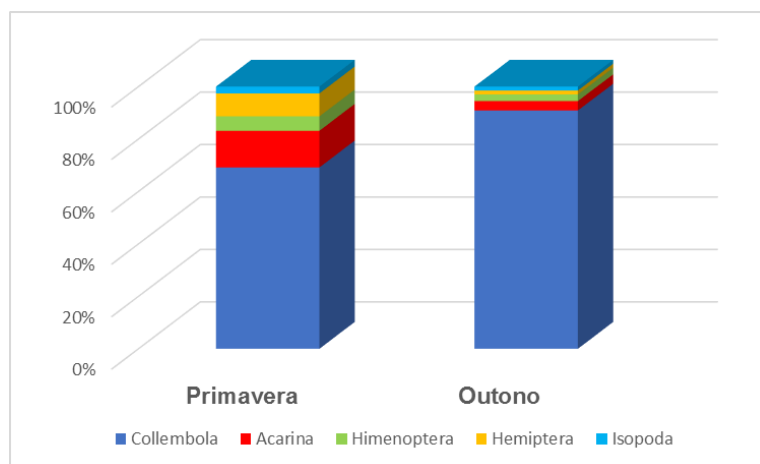


Figura R6. Percentagem das cinco ordens mais representadas em ambas as amostragens.

Relativamente aos outros grupos de organismos identificados, as aranhas foram um grupo onde também se registaram abundâncias elevadas com um total de 273 indivíduos na Primavera e 236 no Outono. A família Liocranidae foi a que registou o maior número de indivíduos capturados em ambos os períodos de amostragem correspondendo a cerca de 76% do total de aranhas recolhidas na Primavera e 61% no Outono (Anexo I). Os coleópteros, vulgarmente conhecidos por besouros, apesar de serem o grupo com maior número de famílias (17) identificadas, apresentaram apenas



134 indivíduos na Primavera e 147 no Outono, o que corresponde a 1,03% e 0,5% do total dos organismos capturados em cada estação, respetivamente (Anexo I). Os organismos pertencentes à Ordem Lithobiomorpha (quilópodes) e Ordem Julida (milípedes) ocorreram em número bastante reduzido. Relativamente à família Lithobiidae, foram contabilizados 11 organismos na Primavera e 4 no Outono. A família Julidae apresentou 12 organismos na Primavera e 5 no Outono. Os insetos pertencentes à família Acrididae, vulgarmente conhecidos como gafanhotos, foram capturados em ambos os períodos de amostragem, com 23 indivíduos na Primavera e 14 indivíduos no Outono. Os opiliões pertencentes à família Sclerosomatidae foram capturados apenas na Primavera, num total de 3 indivíduos que foram recolhidos nos locais 1, 11 e 16 (Anexo 1).

De forma a comparar a riqueza específica existente em cada local amostrado, o número de famílias identificadas foi registado para as duas épocas de amostragem (fig. R7). Os locais 5, 10 e 18 apresentam o mesmo número de famílias nas duas estações amostradas. Na Primavera, os locais 13, 16, 4, 11 e 7 apresentam o número mais elevado de famílias com 23, 22, e 20 famílias respetivamente. Relativamente ao Outono, o local 15 apresenta 24 famílias, seguido pelos locais 6 e 16 que registaram 22 e 20 famílias, respetivamente. Por outro lado, os locais 8, 9 e 12 apresentaram os valores mais baixos na Primavera, todos com 12 famílias identificadas. No Outono, os locais 1, 2, 0 e 8 registam os valores mais baixos de riqueza específica. O local 12 foi onde se registou a maior diferença de riqueza específica entre as duas épocas amostradas, registando 12 famílias na Primavera e 19 famílias no Outono. O local 15 salientou-se por apresentar o número mais elevado de famílias nos dois períodos de amostragem.

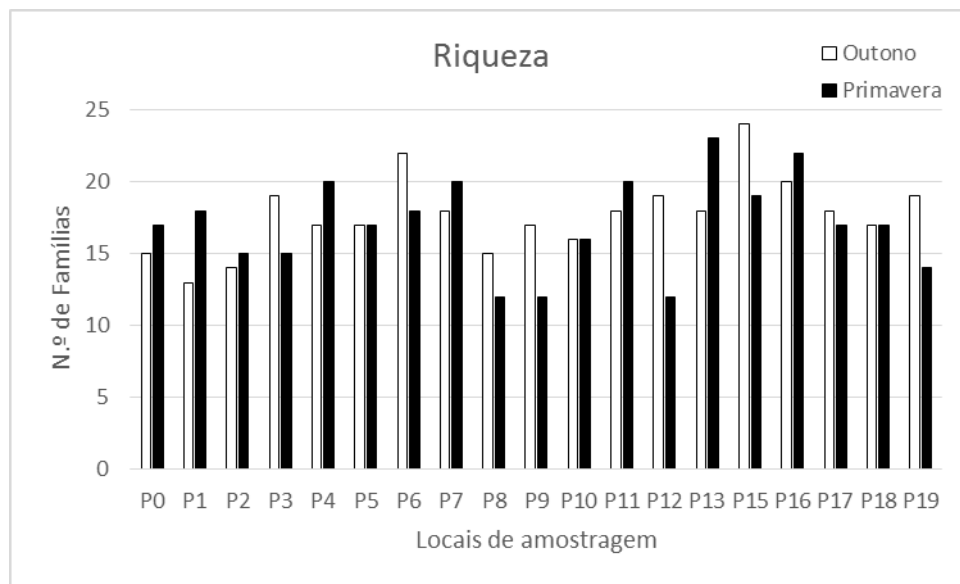


Figura R7. Número de famílias registadas para cada local de amostragem nos dois períodos de amostragem.

O número de indivíduos capturados em cada período de amostragem apresenta-se na fig. R8. Vários locais apresentam uma diferença de 100 ou menos organismos capturados entre as amostragens e existem locais que se evidenciam, por possuírem maior ou menor número de organismos, em ambas as amostragens. Os locais 0, 13 e 18 registam os valores mais elevados de abundância na Primavera, enquanto no Outono os valores mais elevados registaram-se nos locais 0, 13 e 15. O local 0 salienta-se por apresentar a maior abundância, explicada pelo elevado número de organismos pertencentes à família Hypogastruridae (colêmbolos), quer no Outono (21 286) quer na Primavera (4 046).

A abundância mais baixa na amostragem realizada na Primavera foi registada nos locais 1, 2 e 9, enquanto no Outono foi nos locais 1, 4 e 5. O local 1 e 5 foram os que apresentaram os valores mais baixos de abundância nos dois períodos de amostragem. Em relação ao local 13, a diferença de abundância entre os períodos de amostragem correspondeu ao aumento de indivíduos capturados pertencentes à família Isotomida (colêmbolos – 1 674 no Outono). Relativamente ao local 15, ocorreu um aumento de organismos capturados na família Formicidae (formigas) entre a amostragem da Primavera e do Outono (39 organismos na Primavera para 386 no Outono), também o número de organismos pertencentes às famílias Armadillidiidae e Porcellionidae (isópodes), e Onychiuridae, Hypogastruridae e Isotomida (colêmbolos), registou um aumento considerável no Outono.

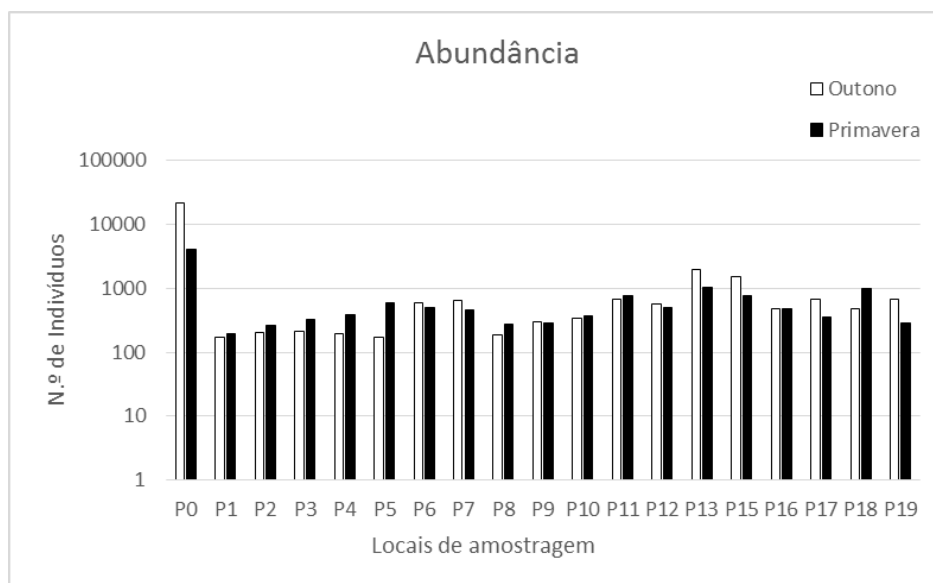


Figura R8. Número de indivíduos registados para cada local de amostragem nos dois períodos de amostragem.

Com os dados relativos à abundância e a organização por ordem decrescente das famílias que ocorrem em cada armadilha, foi possível calcular o índice de diversidade Shannon-Wiener  $H'$  e o índice de equitabilidade de Pielou  $J$  (fig. R9).

A maioria dos locais amostrados apresenta uma diversidade acima de 0,5 em ambos os períodos de amostragem. O ponto 0 apresenta a diversidade mais baixa pois 94,23% e 93,96% do número de organismos capturados pertenciam à família Hypogastruridae (colêmbolos) na Primavera e Outono, respetivamente. O baixo valor de diversidade no local 11 também é explicado pelo elevado número de organismos capturados na família Isotomida (colêmbolos) relativamente às restantes famílias amostradas, tal como no local 12 na Primavera e no local 13 no Outono em que o conjunto das famílias Isotomida e Onychiuridae (colêmbolos) corresponde à maioria dos organismos capturados. O local 3 foi o que apresentou o valor mais alto e mais semelhante de diversidade em ambas as amostragens.

Relativamente à Equitabilidade, a maioria dos locais apresenta valores acima de 0,5 em ambos os períodos de amostragem. Na generalidade, os valores obtidos são mais baixos que os do índice de diversidade. O local 4 apresenta a maior diferença de valores relativamente ao índice de Shannon-Wiener com uma queda do valor na Primavera. Este índice apresentou valores mais baixos que o índice de diversidade de Shannon-Wiener porque o número de indivíduos não se encontra distribuído de forma uniforme pelas famílias identificadas.

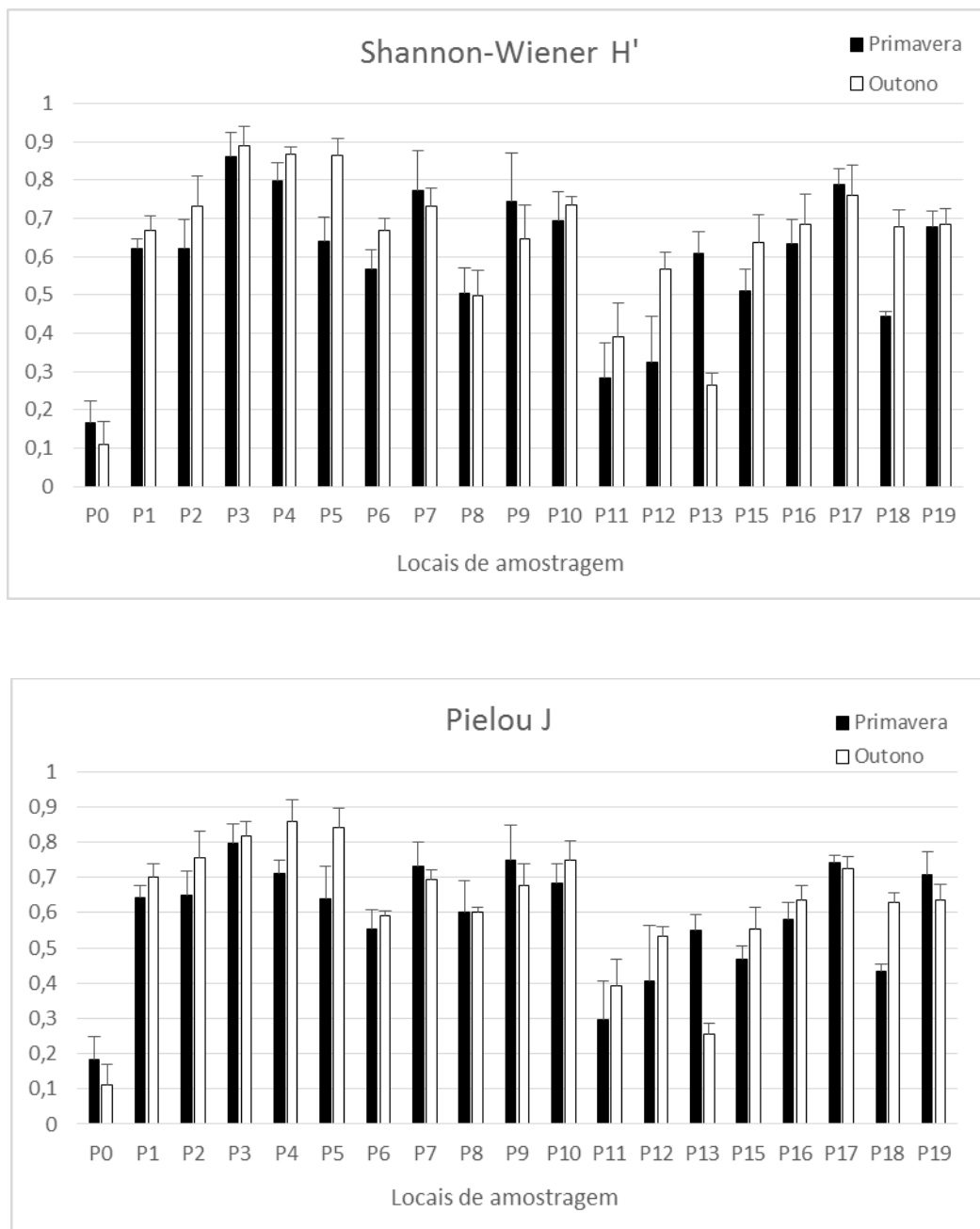


Figura R9. Variação (média + erro padrão) do índice de diversidade de Shannon-Wiener  $H'$  (cima) e índice de equitabilidade Pielou  $J$  (baixo), para cada local amostrado nas duas épocas de amostragem.

## Análise de Componentes Principais

Os dados recolhidos sobre as características do solo em ambos os períodos de amostragem foram padronizados e utilizados para a realização de uma análise de componentes principais (PCA), em que S representa os locais amostrados na Primavera e F os locais amostrados no Outono (fig. R10). Os parâmetros utilizados explicaram uma

variância dos pontos amostrados e estações amostradas de 33,6% no eixo 1 (x) e 26,3% no eixo 2 (y), num total de 59,9%. Tendo em conta a distribuição dos locais, é possível afirmar que estes se agrupam segundo um gradiente de sazonalidade relativamente aos parâmetros do solo quantificados, explicado pelo eixo 1 (x) numa variação de valores de pH vs MO e Condutividade (fig. R10). Verifica-se um gradiente sazonal de pH e CRA e MO, onde os locais se agrupam conforme a época em que foram amostrados e é possível verificar que no Outono os valores de pH foram mais elevados e que na Primavera os locais se agrupam de acordo com valores mais elevados de matéria orgânica e de capacidade de retenção de água. As armadilhas colocadas nos locais 13B e 18B na Primavera apresentam os valores mais elevados de matéria orgânica e condutividade, afastando-se do grande grupo que as restantes armadilhas colocadas na Primavera formam. O local 3 apresenta um conteúdo em matéria orgânica inferior a 11% em ambas as amostragens, pH bastante semelhante entre 6 e 6,5, condutividade baixa (abaixo de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e capacidade de retenção de água acima dos 30% (ponto com menor diferença de CRA em ambas as épocas de amostragem, 1,02%). Conjugando a informação dos vários fatores estudados verifica-se que o local 3 apresenta ténues variações entre os vários parâmetros comparando as duas épocas de amostragem, algo que se reflete no valor elevado e semelhante de diversidade entre as duas épocas de amostragem. Relativamente à vegetação, a família dominante neste ponto é a Asteraceae, caracterizada por plantas herbáceas rasteiras.

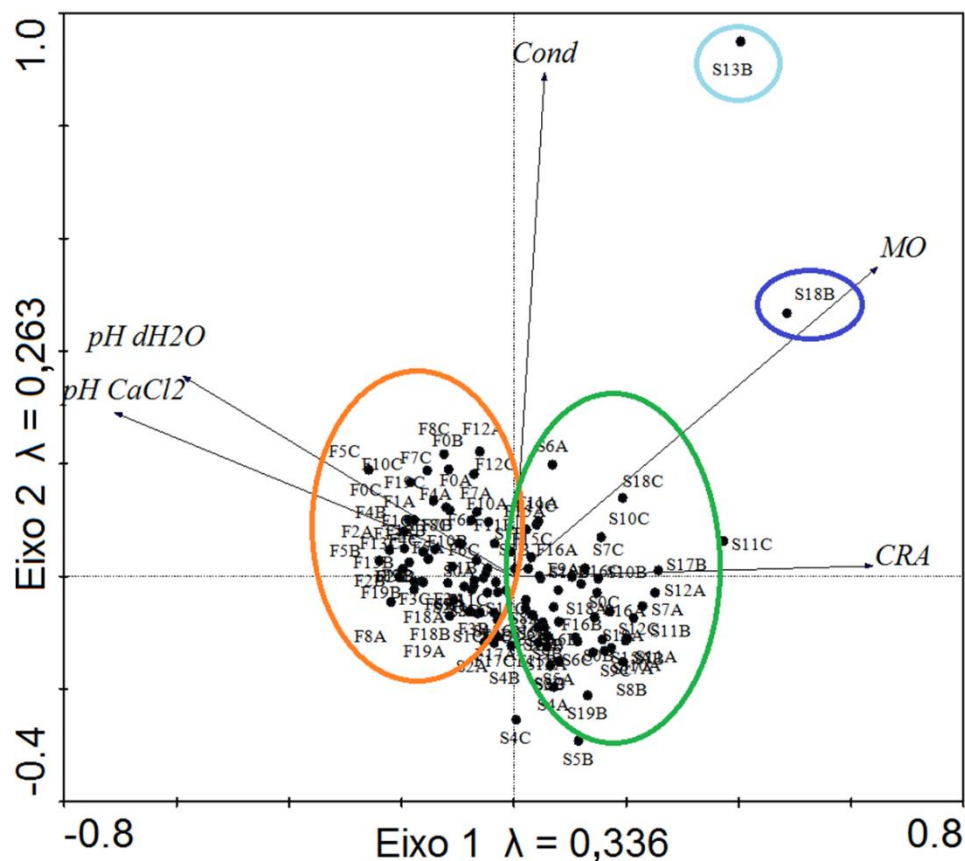


Figura R10. Apresentação gráfica da análise PCA realizada com base nos parâmetros de solo para cada local em ambas as épocas de amostragem. F = Outono; S = Primavera.

## Análise de Correspondência Canónica

Os dados recolhidos relativos à diversidade de artrópodes capturados foram organizados numa única matriz que foi utilizada para a realização da CCA em conjunto com a matriz de dados dos parâmetros físicos e químicos do solo (fig. R11). Mais uma vez, S representa as amostragens realizadas na Primavera, F representa as amostragens realizadas no Outono e as famílias identificadas estão representadas pelo código correspondente (ver tab. R2).

Os parâmetros utilizados para a projeção da CCA explicaram uma variância de 38,4% no eixo 1 (x) e 4,5% no eixo 2 (y), num total de 42,9%. Tal como na análise anterior o que distingue a distribuição dos locais de amostragem é o efeito de sazonalidade, com separação nos quadrantes das duas épocas de amostragem, sendo que não há evidência da existência de um gradiente litoral – interior. É possível verificar

alguma homogeneidade entre as épocas de amostragem junto ao eixo yy, algo que é explicado por as duas épocas representarem o pico de atividade dos artrópodes. Através da apresentação gráfica é possível verificar que o conteúdo em matéria orgânica é mais influente na distribuição das famílias identificadas do que os valores de pH e condutividade.

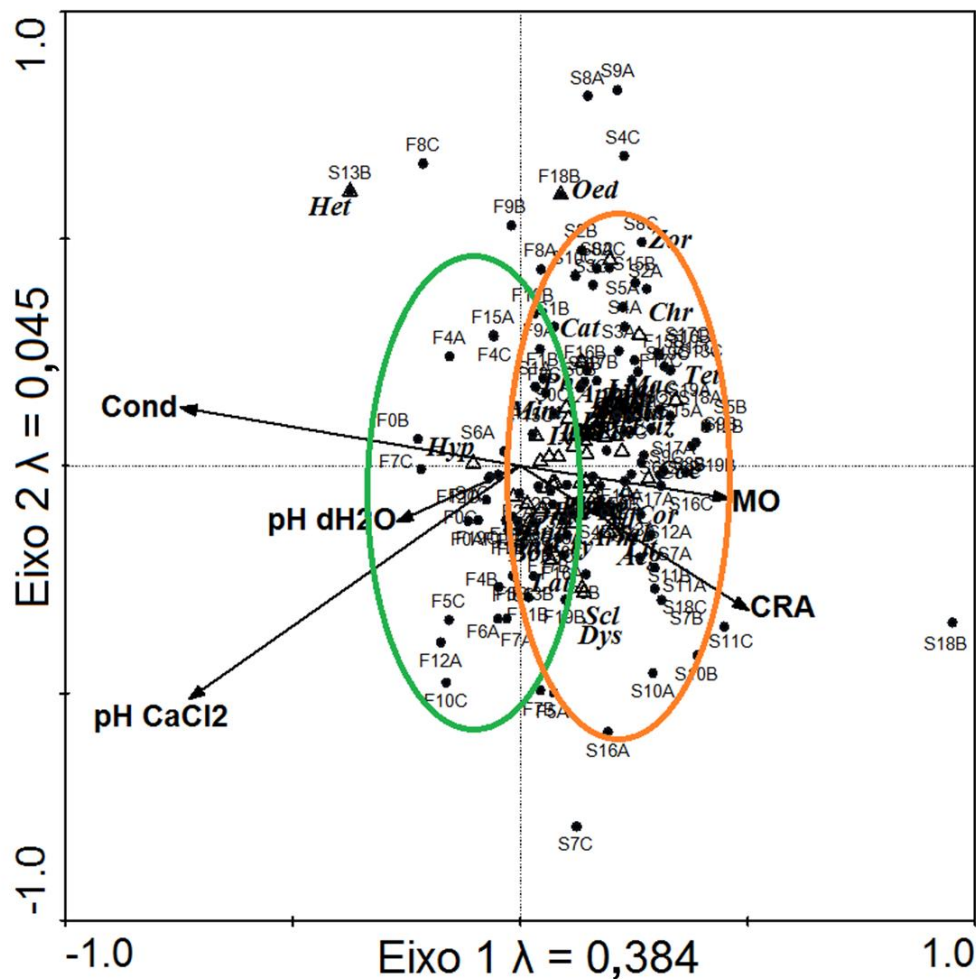


Figura R11. Apresentação gráfica da análise CCA realizada com base nos parâmetros de solo e famílias de artrópodes identificadas para cada local em ambas em épocas de amostragem. F = Outono; S = Primavera.

## 4. Discussão

O solo é uma camada de material biologicamente ativo, que resulta de transformações complexas de rochas e minerais bem como da decomposição de biomassa (Beare *et al.*, 1994). O solo urbano, para além da sua origem geológica, resulta também de um conjunto de alterações provocadas por atividades antrópicas. Estas alterações afetam as suas funcionalidades primárias como o ciclo de nutrientes, ciclo da água e produtividade primária alterando todo o ecossistema que nele se desenvolve (Santorufu *et al.*, 2012). Assim, a composição e/ou alteração do solo e dos seus constituintes são fatores que influenciam o desenvolvimento da comunidade biológica (ex: organismos edáficos) de um determinado local.

A acumulação de resíduos urbanos em conjunto com as substâncias tóxicas libertadas pela circulação de veículos provocam o aumento de iões no solo (Effland & Pouyat, 1997), cuja mobilidade é facilitada pela presença de humidade. Antunes *et al.* (2009) descreveu a influência deste fator sobre a condutividade de solos sujeitos a pressões antrópicas (fogo), com valores mais elevados de condutividade associados a períodos com precipitação e consequente aumento de humidade. Esta relação poderá explicar a diferença dos valores de condutividade obtidos nas duas amostragens realizadas, pois durante o Outono choveu no período de amostragem. Relativamente a valores de condutividade, o solo analisado apresentou valores baixos deste parâmetro (ver Figura R4). Segundo o estudo de Möller *et al.* (2005) sobre poluição em solos urbanos, o valor da condutividade de um solo é considerado médio a elevado acima de  $\approx 165 \mu\text{S}/\text{cm}$ .

Relativamente ao pH, os solos analisados no presente trabalho apresentam um carácter ácido bastante homogéneo, observado nas duas épocas do ano estudadas (Outono e Primavera). Estes resultados são coincidentes com os resultados observados por outros autores em solos urbanos (Linde *et al.*, 2001; Júnior *et al.*, 2012), onde se registaram valores na ordem entre 4,4 e 6,7. Estes valores acídicos nos solos urbanos podem resultar da concentração acentuada de contaminantes e outros produtos tóxicos, cujo efeito é agravado com a proximidade a estradas (Effland & Pouyat, 1997). Por outro lado, os valores de pH obtidos foram sempre mais elevados no Outono, o que pode resultar do explicado anteriormente (escorrência de chuvas) e o descrito por Tucci (2008) num trabalho sobre os efeitos da urbanização do solo na sua impermeabilização. Este autor defende que o aumento de resíduos sólidos urbanos e a ocupação sem



planeamento do solo urbano geram impactos negativos no sistema hídrico, o que conduz ao aumento das águas de escorrência contaminadas.

Por outro lado, a alteração das propriedades físicas e químicas do solo e, consequentemente, o tipo de fauna microbiológica que aí se desenvolve, modifica o tipo de matéria orgânica que se acumula nas camadas superiores (Wink *et al.*, 2005; Six *et al.*, 2004). A matéria orgânica é um dos componentes mais importantes do solo, sendo constituída por seres vivos e organismos em decomposição, tecidos vegetais mortos e, no caso do solo urbano, um conjunto de resíduos artificiais em vários estados de decomposição. O estudo de Alves *et al.*, (1999) em contexto de solos urbanos verificou que o aumento de matéria orgânica era acompanhado por um aumento dos valores de pH. Os resultados aqui obtidos apresentam também essa tendência, nos locais onde se registou maior conteúdo de matéria orgânica foi onde se registaram os valores mais elevados de pH. Os solos analisados neste trabalho são maioritariamente ricos em matéria orgânica. Estes resultados são concordantes com outros estudos para solos urbanos (Costa, 2015), uma vez que este se encontra sujeito à acumulação de substâncias orgânicas naturais e resultantes da urbanização. No entanto, existem estudos que evidenciam percentagens maiores de matéria orgânica como o de Paschoalin *et al.* (2014), realizado em algumas cidades brasileiras, onde os resíduos urbanos analisados nos solos apresentavam entre 47% a 51% de matéria orgânica.

A capacidade de retenção de água é um parâmetro que é bastante influenciado pela sazonalidade e o efeito desta sobre as características morfológicas do solo e conteúdo em matéria orgânica. A acumulação de matéria orgânica influencia a quantidade de água que efetivamente atinge o solo, pois no período de saturação a matéria orgânica é capaz de absorver até duas vezes mais água por volume, comparativamente a solos minerais. De acordo com Naeth *et al.* (1991), valores mais elevados de capacidade de retenção de água correspondem a menor quantidade de matéria orgânica. Esta situação foi verificada no nosso estudo nas duas épocas de amostragem realizadas (ver figura R1 /figura R5). Segundo Tucci & Clarke (1997), os solos urbanos que apresentam uma superfície desprotegida, possuem taxas de infiltração menores e, consequentemente maior escoamento superficial que se traduz numa menor capacidade de retenção de água. Os locais P4 e P8 apresentaram os valores mais baixos de CRA, coincidindo com os locais onde se observou a menor riqueza específica florística (ver tabela R1).

Estes resultados conduzem-nos à importância do coberto vegetal nas características e funções do solo bem como à diversidade da comunidade edáfica. Segundo Andreoli *et al.* (2014), a decomposição da vegetação é o principal processo responsável para a formação da matéria orgânica na camada superficial do solo. Nos resultados aqui obtidos, o conteúdo em matéria orgânica foi superior na amostragem realizada no Outono, estação onde se forma uma camada de tecidos vegetais mortos. Varennes (2003) também já tinha descrito esta tendência para solos de centros urbanos e solos utilizados para pastoreio e cultivo (hortas urbanas). Por outro lado, foi nestes locais (maior teor em MO) que se registou um maior número de organismos edáficos decompositores, nomeadamente da família Isotomidae (colêmbolos). Estes atuam como decompositores primários e secundários facilitando o processo de decomposição por parte de fungos e bactérias, de acordo com o descrito por Antonioli *et al.* (2013) num estudo sobre o desenvolvimento de colêmbolos em solos com diferentes níveis de contaminação. A importância da vegetação para o conteúdo em matéria orgânica num solo é visível nos resultados obtidos para o conteúdo reduzido em matéria orgânica observado no local 2. Este local apresentou os valores mais baixos de matéria orgânica em ambos os períodos de amostragem, local onde a composição vegetal apresentou apenas 20 espécies com uma distribuição escassa e em substrato de areia.

A influência da vegetação pode também ser observada na diversidade da comunidade edáfica registada nos locais 8, 9 e 12, onde foram identificados organismos pertencentes apenas a 12 famílias de artrópodes. A diversidade florística destes locais era bastante reduzida (o local 8 apresentou apenas 13 espécies florísticas), o que poderá ser responsável pelo baixo valor de riqueza específica obtido para a comunidade edáfica. Em contraste, os locais 0 e 13 apresentaram a maior abundância de organismos capturados nos dois períodos de amostragem. Observando a vegetação destes locais é possível registar algumas semelhanças, com várias espécies vegetais em comum (ver Tabela R1/Anexo I). Por outro lado estes locais apresentam características ajardinadas, com vegetação rasteira e com uma cobertura quase total do solo. Esta vegetação poderá também explicar a elevada abundância de colêmbolos capturados no ponto 0, em ambas as amostragens. Este local será o único ponto de amostragem que tem influência antrópica direta, sendo uma espécie de canteiro municipal com vegetação rasteira, tratado regularmente. Este resultado leva-nos a poder caracterizar o solo deste local como de boa qualidade, uma vez que se observou quase exclusivamente organismos da ordem Collembola, que de acordo com outros estudos raramente ocorrem em locais fortemente degradados (Santorufu *et al.*, 2012). No entanto, outros

estudos, também em contexto urbano, demonstram que populações de colêmbolos podem fixar-se em locais que apresentem níveis consideráveis de contaminação, mas com um número reduzido de organismos (Fountain & Hopkin, 2004; Da Luz *et al.*, 2004).

Os resultados obtidos para a comunidade de artrópodes que ocorre no local de estudo demonstram que estes são fortemente influenciados pelas características físicas e químicas do solo e pelo coberto vegetal. Os artrópodes são bastante sensíveis a alterações que ocorram no ecossistema terrestre (ex: contaminantes, fogo), no entanto são capazes de responder rapidamente a essas perturbações (Shakir & Ahmed, 2015; Rzeszowski & Sterzyńska, 2015). Assim, a distribuição, a presença ou ausência de um determinado grupo de artrópodes num determinado local pode ser indicador do grau de degradação/poluição desse solo (Nahmani & Lavelle, 2002). Desta forma, as características do solo por si só são capazes de formar diferentes nichos ecológicos que se adequam a grupos particulares de organismos (Santorufu *et al.*, 2012). Esta relação torna-se ainda mais importante quando o local de estudo se encontra fortemente alterado devido à urbanização e ação humana, pois locais que apresentam graus semelhantes de degradação apresentam grupos semelhantes de organismos, tolerantes a essa modificação (Salminen *et al.*, 2001). Jongman *et al.* (2005), descreveram a importância do reconhecimento das características das manchas de habitat e dos grupos de organismos que nelas habitam para a compreensão da existência de corredores ecológicos. Estes autores defendem que tem de existir uma relação entre a conectividade biológica e a conexão na paisagem, ou seja, os elementos estruturais do habitat têm de complementar os parâmetros funcionais das espécies, permitindo que estas possam dispersar para locais que permitam a sua sobrevivência. Esta conexão deve ser estabelecida através de corredores que devem visar pequenos biótopos como valas e margens de construções artificiais.

Em termos de características físicas, a compactação do solo é um parâmetro que influencia a porosidade, afetando a capacidade de determinados organismos edáficos, como aranhas, ácaros e opiliões, criarem abrigos e movimentaram-se (Baretta *et al.*, 2011). Segundo Saturnino *et al.* (2011), os opiliões apresentam essencialmente hábitos noturnos, com uma capacidade de dispersão limitada e dificuldade em colonizar novos ambientes. Neste trabalho, estes organismos ocorreram em número reduzido o que poderá demonstrar que os locais amostrados não terão as características de habitat primordial para estes organismos. De acordo com Podgaiski *et al.* (2007), estes organismos preferem abrigar-se em locais escuros, debaixo de restos vegetais, cujo acesso é dificultado pela redução de porosidade do solo. O tipo de abrigo que preferem

pode explicar que a sua captura tenha ocorrido apenas na Primavera, uma vez que a precipitação registada no Outono destruiu/removeu este tipo de abrigos. Adicionalmente, Podgaiski *et al.* (2007) refere que os opiliões raramente são encontrados em locais onde ocorra resíduos urbanos (p.e. plástico), característica que poderá explicar a fragmentação deste grupo de organismos ao longo do transeto analisado, uma vez que em determinados pontos de amostragem se registou grande quantidade de resíduos sólidos urbanos.

Neste estudo destacaram-se 5 ordens de artrópodes, pela abundância registada nos dois períodos de amostragem: Collembola, Acarina, Hemiptera, Hymenoptera e Isopoda. O elevado valor de abundância relativa destas ordens indica que estas taxa são tolerantes a uma vasta gama de variações nas características do solo. Assim, a ubiquidade observada destas ordens não permitiram diferenciar os 19 locais amostrados. McIntyre *et al.* (2001), no seu estudo sobre a influência de diferentes formas de urbanização do solo sobre a comunidade de artrópodes, também registou um elevado número de organismos destas ordens, não conseguindo distinguir nenhum padrão de distribuição dos organismos tendo por base apenas as características físicas e químicas do solo analisadas. Mesmo assim, no seu estudo conseguiu verificar que a diversidade e abundância de organismos varia sazonalmente (McIntyre *et al.*, 2001). Resultados semelhantes foram registados neste estudo onde a análise dos resultados da PCA e da CCA conseguiram registar diferenças entre as estações amostradas (sazonalidade).

Considerando apenas a Ordem Collembola, é possível verificar que, apesar do número elevado de organismos capturados no local 0 estes pertencem na sua maioria à família Hypogastruridae. No entanto, indivíduos da família Isotomidae não foram registados neste local, contrariamente ao que se registou nos restantes locais amostrados. Winkler & Kampichler (2000) referem que, apesar de não existirem dados concretos de competição entre estes grupos, existem algumas experiências de laboratório que indicam a concorrência entre espécies de colêmbolos. Por outro lado, Longstaff (1976) verificou, também em laboratório, que a variação de temperatura afeta uma população constituída por organismos da família Hypogastruridae e Onychiuridae, sendo que a primeira apresentava mais organismos a uma temperatura constante de 16 °C e a segunda parece não ser afetada diretamente pela temperatura (suportou variações entre 15 °C e 30 °C) mas sim pela cultura em conjunto. Esta observação parece ocorrer nos resultados obtidos no presente estudo, uma vez que quando ocorre um número elevado de organismos pertencentes à família Hypogastruridae tende-se a

registar um número mais reduzido de organismos da família Onychiuridae. Esta situação é mais evidente na amostragem realizada na Primavera, sem no entanto ser possível atribuir uma relação direta com a temperatura através dos dados recolhidos.

Relativamente aos organismos pertencentes à classe Insecta, estes são exemplos de bons indicadores ecológicos, sendo por vezes utilizados para efeitos de controlo biológico e polinização (Wilson, 1987). As ordens Coleoptera e família Staphylinidae foram as mais representadas nesta classe. Estudos de Antunes *et al.* (2008, 2013) sobre a diversidade de artrópodes em áreas sujeitas a diferentes impactos antrópicos (salinização/manchas vegetais e metais) também obtiveram resultados semelhantes, com estas ordens a serem as mais representadas dentro da classe insecta. Uma outra família com expressão neste estudo foi a família Formicidae, ocorrendo em todos os locais amostrados em ambos os períodos de amostragem. Antunes *et al.* (2009) estudou a recuperação da comunidade edáfica após um fogo e demonstrou a elevada abundância da família Formicidae em estudos de artrópodes. Kremen *et al.* (1993) referem a elevada capacidade que estes organismos possuem de se adaptarem facilmente a diferentes locais com diferentes características, classificando-os deste modo como maus indicadores ecológicos. Segundo Santorufo *et al.* (2012), os organismos que surgem apenas em determinadas condições ambientais, como diferentes estações do ano, são considerados bons indicadores das características do solo. No caso do presente estudo, esta definição pode aplicar-se às famílias Pyrochroidae, Latridiidae, Anthicidae, Oedemeridae e Coccinelidae, uma vez que as quatro primeiras surgem apenas no Outono e a última apenas na Primavera. Bostrichidae é a única família com apenas um indivíduo registado na Primavera, no local 0, sendo o registo mais baixo de coleópteros nesta estação. Liu *et al.* (2008) indica que os organismos desta família precisam de plantas hospedeiras específicas, como plantas pertencentes à família Mimosaceae, Papilionaceae e Euphorbiaceae, e, no caso específico da Europa, espécies de abetos e pinheiros, o que pode explicar a fraca abundância obtida uma vez que estas plantas não ocorrem no transeto amostrado (ver tabela R1/anexo I).

Forman & Alexander (1998), num estudo sobre redes de estradas e o seu impacto sobre a ecologia na Holanda, Austrália e Estados Unidos, referem que o efeito de barreira é responsável por criar metapopulações isoladas, derivadas de uma população contínua ideal. Com base nesta definição e nas características da Ordem Opiliones descritas por Saturnino *et al.* (2011) conjugadas com os resultados obtidos neste trabalho, é possível utilizar os diferentes pontos em que foram capturados opiliões

para estabelecer uma ligação ao longo do transeto analisado (três indivíduos em locais afastados – local 1, 11 e 16). Apesar de ter sido capturado apenas um organismo em cada um dos locais, a sua presença pode indicar a existência de comunidades funcionais que estão ligadas ao longo do transeto e fixadas apenas nos locais que oferecem as características necessárias para a sua ocorrência, tendo em conta que a existência de resíduos urbanos reduz a sua fixação. Vergnes *et al.* (2012) relatou uma situação semelhante para espécies de aranhas num jardim em Paris, em que foram identificadas várias populações ligadas através de faixas de vegetação. Assim, através da definição dada por Santos *et al.* (2007), em que um corredor ecológico consiste numa faixa entre regiões alteradas, com elementos biológicos diversificados e que permite a mobilidade e sobrevivência de espécies, pode-se afirmar que o transeto analisado parece funcionar como um corredor ecológico para esta Ordem de organismos.

Relativamente ao índice de diversidade Shannon-Wiener ( $H'$ ), a maioria dos locais amostrados apresenta uma diversidade acima de 0,5, sendo no entanto classificados como locais com baixa diversidade (Nagendra, 2002). Os valores mais baixos correspondem aos locais que apresentaram uma abundância maior de organismos de uma família específica. Este índice centra-se na componente da riqueza da diversidade, salientando a riqueza dos componentes e os tipos mais raros (sensível à presença), não dando tanto ênfase à componente de regularidade e dominância (Nagendra, 2002). No entanto, o índice de Pielou apresentou um padrão de variação semelhante ao índice de diversidade, mostrando que esta está mais relacionada com a uniformidade de distribuição do que com o número de taxa em cada local, tal como o descrito por Antunes *et al.* (2008).

## 5. Conclusão

As manchas de vegetação em ambientes urbanos são fundamentais para a manutenção dos serviços de ecossistema e para o desenvolvimento/manutenção da comunidade de organismos. Assim, a sua proteção deveria ser uma das preocupações no planeamento urbano. De acordo com os resultados obtidos neste trabalho é possível dizer que as características do solo, a altura do ano em que é observada a comunidade edáfica (variação sazonal, demonstrada pelas técnicas de análise multivariada), e a vegetação predominante no local (responsável pela formação de matéria orgânica) influenciam a distribuição da comunidade edáfica. No entanto, não foi possível verificar a existência de um gradiente litoral-urbano no transeto amostrado. A composição da comunidade edáfica apresenta semelhanças com outros estudos realizados em áreas urbanas, onde os grupos mais abundantes corresponderam aos grupos de artrópodes mais ubíquos. No entanto, foram amostrados taxa que apresentam dificuldades de dispersão e dificuldade de sobrevivência em habitats degradados, o que sugere que os locais onde foram encontrados apresentam um menor nível de alteração. Assim, tendo por base a distribuição, riqueza e abundância de artrópodes amostrados, o transeto analisado no separador central da Estrada da Circunvalação poderá funcionar como corredor ecológico na cidade do Porto. Deste modo, os artrópodes poderão ser uma ferramenta viável da visualização desse corredor principalmente se for dado realce à distribuição dos grupos pouco ubíquos. Em estudos futuros realizados no mesmo local, o transeto amostrado poderá ser aumentado, de forma a haver um maior número de capturas e, a informação recolhida, poderá ser conjugada com análises químicas ao solo amostrado para tentar perceber a influência nas características do solo dos possíveis contaminantes presentes. O inventário florístico realizado forneceu informações sobre o estado geral das manchas de solo e a sua interação com as comunidades de artrópodes. No entanto, em estudos futuros no mesmo local deverá ser realizado o levantamento florístico também de forma sazonal para permitir a comparação entre as estações. O estudo de artrópodes em áreas urbanas é um campo de investigação em crescimento, e, perante os resultados obtidos neste estudo, poderá ser uma ferramenta útil para estudo de bioindicadores e também para a formação/conservação de corredores ecológicos.

## 6. Referências

- Aguinaldo, A. M. A., Turbeville, J. M., Linford, L. S., Rivera, M. C., Garey, J. R., Raff, R. A. Lake, J. A. (1997). Evidence for a clade of nematodes, arthropods and other moulting animals. *Nature*, 387 (6632), 489-493.
- Alves, W. L., Melo, W. J. D. Ferreira, M. E. (1999). Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23 (1), 729-736.
- André, A., Antunes, S.C., Gonçalves, F. Pereira, R. (2009). Bait-lamina assay as a tool to assess the effects of metal contamination in the feeding activity of soil invertebrates within a uranium mine area. *Environmental Pollution* 157, 2368 – 2377.
- Andreoli, C. V., Andreoli, F. D. N. Justi Junior, J. (2014). Formação e características dos solos para o entedimento de sua importância agrícola e ambiental. Andreoli, Cleverson v.; torres, Patrícia Lupion. *Complexidade: redes e conexões do ser sustentável*. Curitiba: kairós, 511-529.
- Antoniolli, Z. I., Redin, M., Souza, E. L. D. Pocojeski, E. (2013). Heavy metal, pesticides and fuels: effect in the population of collembola in the soil. *Ciência Rural*, 43(6), 992-998.
- Antunes, S. C., Curado, N., Castro, B. B., Gonçalves, F. (2009). Short-term recovery of soil functional parameters and edaphic macro-arthropod community after a forest fire. *Journal of Soils and Sediments*, 9 (3), 267-278.
- Antunes, S.C., Pereira, R., Sousa, J.P., Santos, M.C., Gonçalves, F. (2008). Spatial and temporal distribution of litter arthropods in diferente vegetation covers of Porto Santo Island (Madeira Archipelago, Portugal). *European Journal of Soil Biology* 44, 45-56.
- Antunes, S. C., Castro, B. B., Moreira, C., Gonçalves, F., Pereira, R. (2013). Community-level effects in edaphic fauna from an abandoned mining area: Integration with chemical and toxicological lines of evidence. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 88, 65-71.
- Aquino, A. M., Solo, P. D., BR, E. A., de Lima Aguiar-Menezes, E., BR, A. R., de Queiroz, J. M. (2006). Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilhas de queda ("Pitfall-Traps"). Circular Técnica 18. ISSN 1519-7328. Embrapa Agrobiologia.
- Atkinson, T. C., Briffa K.R, Coope, G.R. (1987). Seasonal temperatures in Britain during the past 22,000 years, reconstructed using beetle remains. *Nature* 325, 587-592.
- Barber, H. S. (1931). Traps for cave-inhabiting insects. J. Elisha Mitschell. *Science Society* 46, 259–266.



- Barbosa, D. G., Gondim Jr, M. G., Barros, R., Oliveira, J. V. (2003). Diversidade de ácaros em aceroleira (*Malpighia emarginata* A. DC.) na Universidade Federal Rural de Pernambuco em Recife, PE. *Neotropical Entomology*, 32 (4), 577-583.
- Baretta, D., Santos, J. C. P., Segat, J. C., Geremia, E. V., Oliveira Filho, L. C. I., Alves, M. V. (2011). Fauna edáfica e qualidade do solo. In: *Tópicos em Ciência do Solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 7, 119-170.
- Barrientos, J. (1988). Bases para un curso práctico de Entomología, Asociación española de Entomología.
- Beare, M. H., Cabrera, M. L., Hendrix, P. F, Coleman, D. C. (1994). Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, 58, 787-795.
- Bennett, A.F. (1991). Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Chipping Norton, Australia, Surrey Beatty, pp: 99–117.
- Bennett, G. & Mulongoy, K.J. (2006) Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Bland, R. G. & Jaques, H.E. (1978). How to know the Insects. 3rd Edition. Wm. C. Brown Company Publishers. Pp: 57-59.
- Brito, C. R., de Castro, J. P. M., Barros, K. O., de Faria, A. L. L. (2012). O uso de SIG no inventário de árvores no campus do instituto politécnico de Bragança (IPB) -Portugal. *Geografia Ensino & Pesquisa*, 16(3), 157-178.
- Brinkmann, F., Dam, N. E., Deák, E., Durbiano, F., Ferrara, E., Fűkő, J. & Sudmeier, U. (2003). Primary methods for the measurement of electrolytic conductivity. *Accreditation and quality assurance*, 8(7-8): 346-353.
- Britten, H. B., Brussard P.F., Murphy D.D. (1994). The pending extinction of the Uncompahgre fritillary butterfly. *Conservation Biology*. In press.
- Bro, R. & Smilde, A. K. (2014). Principal component analysis. *Analytical Methods*, 6(9), 2812-2831.
- Brock, R.E. & Kelt, D.A. (2004). Influence of roads on the endangered Stephens' kangaroo rat (*Dipodomys stephensi*): are dirt and gravel roads different. *Biological Conservation* 118, 633–640.
- Brown, G. R. & Matthews, I. M. (2016). A review of extensive variation in the design of pitfall traps and a proposal for a standard pitfall trap design for monitoring ground-active arthropod biodiversity. *Ecology and evolution*. Volume 6, Issue 12. Pages 3953–3964.

- Brusca, R. C. & Brusca, G. J. (2003). *Invertebrates*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates.
- Buchholz, S., Jess A., Hertenstein F., Schirmel J. (2009). Effect of the colour of pitfall traps on their capture efficiency of Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae), spiders (Araneae) and other arthropods. *European Journal of Entomology*. 107, 277–280.
- Cerri, C. C., Volkoff, B., Andreaux, F. (1991). Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management*, 38(3): 247-257.
- Chinery, M. (1993). *Collins Field Guide, Insects of Britain & Northern Europe*. 3rd Edition. HarperCollinsPublishers, London.9-35.
- Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography*, 15(5), 396-406.
- Collins, N. M. & Thomas, J. A. (1991). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London, England.
- Costa, H. T. D. (2015). *Concentração de metais pesados nos solos utilizados para agricultura urbana na cidade de Lisboa* (Doctoral dissertation, ISA/UL).
- Da Luz, T. N., Ribeiro, R., Sousa, J. P. (2004). Avoidance tests with collembola and earthworms as early screening tools for site-specific assessment of polluted soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(9), 2188-2193.
- Deodatus, F., Kruhlov, I., Protsenko, L., Bashta, A. T., Korzhyk, V., Tatuh, S., Deju, R. (2013). Creation of ecological corridors in the Ukrainian Carpathians. In *The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability*. pp. 701-717. Springer Berlin Heidelberg.
- Effland W.R. & Pouyat R.V. (1997). The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas. *Urban Ecosystems*. 1, 217–28.
- Erwin, T. L. (1982). Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. *The Coleopterist's Bulletin* 36, 7475.
- Fichter, E. (1941). Apparatus for the comparison of soil surface arthropod populations. *Ecology* 22, 338–339.
- Forman, R. T. (2003). *Road ecology: science and solutions*. Island Press.
- Forman, R. T. & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 207-C2.
- Fountain, M. T. & Hopkin, S. P. (2004). Biodiversity of Collembola in urban soils and the use of *Folsomia candida* to assess soil 'quality'. *Ecotoxicology*, 13(6), 555-572.

- Gassen, D. N. (2001). Controle biológico de pulgões de trigo. El Proyecto Desarrollo de la Siembra Directa para la Conservación de Suelos en el Cono Sur, se ejecutó en el marco del Subprograma Recursos Naturales y Sostenibilidad Agrícola del PROCISUR, durante el período 30/01/1997 al 31/10/2000, contando con el financiamiento del Banco Interamericano de Desarrollo (BID)., 169.
- Gerhardt, A. (2002). Bioindicator species and their use in biomonitoring. In *Environmental Monitoring I. Encyclopedia of Life Support Systems*. Edited by UNESCO.
- Gomes, A. L., Petrucci-Fonseca, F., Costa, G., Fonseca, A. (2011). Corredores para a Vida Selvagem com Base na Modelação Espacial das Perturbações Ambientais e a Sua Utilidade para a Conservação do Lobo-Ibérico: Processos Metodológicos. In 17º Congresso da APDR: 5º Congresso de Gestão e Conservação da Natureza, Bragança (Vol. 29).
- Grant, S. B., Rekhi, N. V., Pise, N. R., Reeves, R. L., Matsumoto, M., Wistrom, A., Moussa, L., Bay, S., Kayhanian, M. A. (2003). Review of the contaminants and toxicity associated with particles in stormwater runoff. CTSW-RT-03-059.73.15. Caltrans, California Department of Transportation, Sacramento, CA.
- Häuser, C. & Riede, K. (2015). Field methods for inventorying insects. Descriptive taxonomy: the foundation of biodiversity research. *Systematics Association Special*, 84, 190-213.
- Hellawell, J. M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier, London.
- Hopkin, S. P. (1997). *Biology of the springtails:(Insecta: Collembola)*. OUP Oxford.
- Howlett, B. G., Walker, M. K., Newstrom-Lloyd, L. E., Donovan, B. J., Teulon, D. A. J. (2009). Window traps and direct observations record similar arthropod flower visitor assemblages in two mass flowering crops. *Journal of Applied Entomology*, 133(7), 553-564.
- Imms, A. D., Richards, O.W., Davies, R. G. (1977). *Imms' general textbook of Entomology*. 10th ed. Vol. 2. Halsted Press, N.Y.
- ISO International Organization for Standardization (1985). *Water quality — Determination of electrical conductivity*.
- ISO (1994). *Soil Quality - Determination of pH*, No. 10390. ISO, Geneve.
- ISO (2008). *Soil quality: avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behavior Part 1. Test with earthworms (Eisenia fetida and Eisenia andrei)*. Geneva, Switzerland: ISO 17512.

- Janssens, F. & Christiansen, K. A. (2011). Class Collembola Lubbock, 1870. Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. *Zootaxa*, 3148, 192-194.
- Johnson, M. L., Pasternack, G., Florsheim, J., Werner, I., Smith, T.B., Bowen, L., Turner, M., Viers, J., Steinmetz, J., Constantine, J., Huber, E., Jorda, O., Feliciano, J. (2002). North Coast River Loading Study: Road Crossing on Small Streams. Vol. I, status of salmonids in the watershed. CTSW-RT-02-040. Sacramento, CA, Caltrans, California Department of Transportation.
- Jongman, R. H. G., Külvik, M., Kristianen, I. (2005) European ecological networks and greenways. *Landscape and Urban Planning*, 68: 305-319.
- Junior, G. (2011). Tubo digestório de diplópodos e sua aplicabilidade em estudos de toxicidade de solos: uma revisão. Repositório da Universidade Estadual Paulista Instituto de Biociências – Rio Claro.
- Júnior, A. C. G., de Moraes, A. J., Lindino, C. A., Nacke, H., de Carvalho, E. A. (2012). Availability of nutrients and toxic heavy metals in marigold plants. *Acta Scientiarum. Technology*, 34(4), 451-456.
- Karyanto, A., Rahmadi, C., Franklin, E., Susilo, F. X., Morais, W. (2010). Collembola, Acari e outros grupos da mesofauna do solo-O método de Berlese. *Manual de biologia dos solos tropicais*. Lavras: UFLA: 43-76.
- Kingsolver, J. G. & Koehl, M. A. R. (1994). Selective factors in the evolution of insect wings. *Annual review of entomology*, 39(1), 425-451.
- Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. A., Sanjayan, M. A. (1993). Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation biology*, 796-808.
- Leão, D. & Munaro, N. (2015). Influências greco-romanas na Hispânia: colonização, arquitetura e urbanismo de Emerita Augusta (séculos I A.C ao II D.C).
- Lehmitz, R., Russell D., Hohberg K., Christian A., Xylander W. E. R. (2012). Active dispersal of oribatid mites into young soils. *Appl. Soil Ecol.* 55, 10–19.
- Levins, R. (1966). The strategy of model building in population biology. *American Scientist*, 54, 421–431.
- Linde, M., Bengtsson, H., Öborn, I. (2001). Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1(3-4), 83-101.
- Liu, L. Y., Schönlitzer, K. & Yang, J. T. (2008). A review of the literature on the life history of Bostrichidae (Coleoptera). *Mitteilungen der Münchener Entomologische Gesellschaft* 98: 91–97.

- Longstaff, B. C. (1976). The dynamics of collembolan populations: competitive relationships in an experimental system. *Canadian Journal of Zoology*, 54(6), 948-962.
- Lonsdale, W. M., Lane, A.M. (1994). Tourist vehicles as vectors of weed seeds in Kakadu National Park, Northern Australia. *Biological Conservation*, 69, 277–283
- Looijen, R. C. (2000) *Holism and Reductionism in Biology and Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Lovett, G. M., Traynor, M. M., Pouyat R. V., Carreiro M. M., Zhu W., Baxter J. (2000). Nitrogen deposition along an urban-rural gradient in the New York City metropolitan area. *Environmental Science & Technology*. 34, 4294–300
- MacArthur, R.H. & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Main, M. B., Roka, F. M., Noss, R. F. (1999). Evaluating costs of conservation. *Conservation Biology*, 13, 1262-1272.
- Marçal, H. (1971). Estrada da Circunvalação: antiga linha de fiscalização e cobrança do denominado imposto do “real de água”. In: “O Tripeiro”. Porto. 6ª Série, ano 11, n.º 7 (Julho de 1971), p. 193-195.
- McCravy, K. W., Geroff, R. K., Gibbs, J. (2016). Malaise trap sampling efficiency for bees (Hymenoptera: Apoidea) in a restored tallgrass prairie. *Florida Entomologist*, 99(2), 321-323.
- McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*. 73, 181-201.
- McIntyre, N. E., Rango, J., Fagan, W. F., Faeth S. H. (2001). Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52, 257-274.
- McIntyre, N. E., Knowles-Yáñez, K., Hope, D. (2008). Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “urban” between the social and natural sciences. In *Urban Ecology* (pp. 49-65). Springer US.
- Menta, C., Conti, F. D., Pinto, S., Leoni, A., Lozano-Fondón, C. (2014). Monitoring soil restoration in an open-pit mine in northern Italy. *Applied Soil Ecology*, 83, 22-29.
- Möller, A., Müller, H. W., Abdullah, A., Abdelgawad, G., Utermann, J. (2005). Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*, 124 (1), 63-71.
- Morris, P. (2014). *Avian Urban Ecology: Behavioural and Physiological Adaptations*, by Diego Gill & Henrik Brumm. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 174(3), 650-650.

- Naeth, M. A., Bailey, A. W., Chanasyk, D. S., Pluth, D. J. (1991). Water holding capacity of litter and soil organic matter in mixed prairie and fescue grassland ecosystems of Alberta. *Journal of Range Management*: 44(1), 13-17.
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22 (2), 175-186.
- Nahmani, J. & Lavelle, P. (2002). Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology* 38, 297-300.
- Økland, R. H. & Eilertsen, O. (1994). Canonical correspondence analysis with variation partitioning: some comments and an application. *Journal of Vegetation Science*, 5 (1), 117-126.
- Paschoalin Filho, J. A., Silveira, F. F., da Luz, E. G., de Oliveira, R. B. (2014). Comparação entre as massas de resíduos sólidos urbanos coletadas na Cidade de São Paulo por meio de coleta seletiva e domiciliar. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade-GeAS*, 3 (3), 19-33.
- Pauchard, A. & Alaback, P. B. (2004). Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*, 18, 238–248.
- Pearson, D. L. & Cassola, F. (1992). World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cincindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology*, 6, 376-391.
- Pedley, S. M., Oxbrough, A., Martin, R. D., Irwin, S., Kelly, T. C., O'Halloran, J. (2016). Can ground-based assessments of forest biodiversity reflect the biological condition of canopy assemblages? *Forest Ecology and Management*, 359, 190-198.
- Pereira, R., Marques, S. M., Antunes, S. C., Marques, C., Abrantes, N., Pestana, J. L. T., Gonçalves, F. (2008). Comparison of Portuguese soils from different geographical regions using physicochemical, biological and biochemical parameters. *Journal of Soils and Sediments*. 8, 106–115.
- Peters, J. B., Nathan, M. V., Laboski, C. A. M. (1998). pH Determination, S. pH and lime requirement (Chapter 4). *Recommended Chemical Soil Test Procedures*, 13.
- Pickett, S. T., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C. Costanza, R. (2008). Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. In *Urban Ecology*. Springer US. 99-122.
- Podgaiski, L. R., Ott, R., Ganade, G. (2007). Ocupação de microhábitats artificiais por invertebrados de solo em um fragmento florestal no sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 2 (2), 71-79.

- Pulleman, M., Creamer, R., Hamer, U., Helder, J., Pelosi, C., Pérès, G., Rutgers, M. (2012). Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services—an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 529-538.
- Roberts, M.J. (1995). *Collins Field Guide, Spiders of Britain & Northern Europe*. HarperCollinsPublishers, London. Pp 9-19.
- Rzeszowski, K. & Sterzyńska, M. (2015). Changes through time in soil Collembola communities exposed to urbanization. *Urban Ecosystems*. 19(1). 143-158.
- Sakchoowong, W., Nomura, S., Ogata, K., Chanpaisaeng, J. (2007). Comparison of extraction efficiency between Winkler and Tullgren extractors for tropical leaf litter macroarthropods. *Thai Journal of Agricultural Science*, 40(3-4), 97-105.
- Salminen, J., Van Gestel, C. A. M. Oksanen, J. (2001). Pollution-induced community tolerance and functional redundancy in a decomposer food web in metalstressed soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 2287-2295.
- Saloña, M. I., Moraza, M. L., Carles-Tolrá, M., Iraola, V., Bahillo, P., Yélamos, T., Alcaraz, R. (2010). Searching the soil: forensic importance of edaphic fauna after the removal of a corpse. *Journal of forensic sciences*, 55(6), 1652-1655.
- Santoruf, L., Van Gestel, C. A., Rocco, A., Maisto, G. (2012). Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, 161, 57-63.
- Santos M., Vaz C., Travassos P., Cabral J.A. (2007), Simulating the impact of socio-economic trends on threatened Iberian wolf populations *Canis lupus signatus* in north-eastern Portugal. *Ecological Indicators* 7, 649-664.
- Saturnino, R., Tourinho, A. L., Grosso, S. M. (2011). Apostila curso de treinamento em “Aracnologia: Sistemática, Coleta, Fixação e Gerenciamento de Dados”. Sinop: INPA – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 68.
- Schmidt, M. H., Clough, Y., Schulz, W., Westphalen, A., Tschardtke, T. (2006). Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. *Journal of Arachnology*, 34(1), 159-162.
- Schofield, R. K. & Taylor, A. W. (1955). The measurement of soil pH. *Soil Science Society of America Journal*, 19(2), 164-167.
- Shakir, M. M. & Ahmed, S. (2015). Seasonal abundance of soil arthropods in relation to meteorological and edaphic factors in the agroecosystems of Faisalabad, Punjab, Pakistan. *International journal of biometeorology*, 59(5), 605-616.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. & Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79(1), 7-31.

- Tanner, C. J., Adler, F. R., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Levin, S. A., Munshi-South, J. Wilson, W. G. (2014). Urban ecology: advancing science and society. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(10), 574-581.
- Tiegs, O. W. & Manton, S. M. (1958). The evolution of the Arthropoda. *Biological Reviews*, 33(3), 255-333.
- Tucci, C. E. (2008). Águas urbanas. *Estudos avançados*, 22 (63), 97-112.
- Tucci, C. E. & Clarke, R. T. (1997). Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2 (1), 135-152.
- Tyrrell, E. Q. & Tyrrell R. A. (1990). *Hummingbirds of the caribbean*. Crown Publishers, New York.
- USEPA. (2004). United States Environmental Protection Agency— Framework for Inorganic Metals Risk Assessment. Draft EPA/630/P-04/068B, 20460. Washington DC.
- Usher, M. B. & Jefferson. (1991). Creating new and successional habitats for arthropods. N. M. Collins and J. A. Thomas, editors. *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London, England. Pp 263-291.
- Van Der Windt, H. J. & Swart, J. A. A. (2008). Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 124-132.
- Varenes, A. (2003). *Produtividade dos solos e ambiente*, Lisboa, Escolar Editora.
- Vergnes, A., Le Viol, I., Clergeau, P. (2012). Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, 145 (1), 171-178.
- Wemans, M. D. P. C. D. (2015). *Insetos comestíveis. Avaliação nutricional de duas espécies comercializadas em Portugal* (Doctoral dissertation, ISA/UL).
- Wilson, E. O. (1987). The little things that run the world (the importance and conservation of invertebrates). *Conservation Biology* 1: 344-346.
- Wink, C., Guedes, J. V. C., Fagundes, C. K., Rovedder, A. P. (2005). Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 4(1), 60-71.
- Winkler, H. & Kampichler, C. (2000). Local and regional species richness in communities of surface-dwelling grassland Collembola: indication of species saturation. *Ecography*, 385-392.
- Work, T. T., Buddle, C. M., Korinus, L. M., Spence, J. R. (2002). Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: implications for biodiversity studies. *Environmental Entomology*, 31(3), 438-448.
- Yekwayo, I., Pryke, J. S., Roets, F. & Samways, M. J. (2016). Conserving a variety of ancient forest patches maintains historic arthropod diversity. *Biodiversity and Conservation*, 25(5), 887-903.



- Zhang, Z. Q. (2011). Phylum Arthropoda von Siebold, 1848. In: Zhang, Z.-Q.(Ed.) Animal. name Zootaxa, 3148, 99-103.
- Zipperer, W. C., Foresman, T. W., Sisinni, S. M., Pouyat R. V. (1997). Urban tree cover: an ecological perspective. Urban Ecosystems, 1, 229–47.

## **Anexos**

**Anexo I** - Total de organismos capturados, divididos pelas respectivas famílias, em cada um dos locais amostrados, nas duas épocas de amostragem.

Grupo			Locais																		
Taxonómico	Família	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	15	16	17	18	19	
Primavera	Hymenoptera	Formicidae	58	8	35	53	8	36	33	23	9	15	11	3	31	48	39	54	135	18	60
	Chilopoda	Lithobidae						1	1	2	1			3	1	1		1			
	Diplopoda	Julidae		1			3					2			1				1	2	1
	Isopoda	Armadillidiidae	1	4	6		14	5	2	71			6	3	2	2	3	4	10	35	123
	Isopoda	Porcellionidae								1							15			4	10
	Coleoptera	Staphylinidae	7	2	1	3	8	4	3	6			4	1		6	2	3		4	
	Coleoptera	Chrysomelidae						5			1	3	1								1
	Coleoptera	Cryptophagidae		1										1							
	Coleoptera	Alleculiidae			3	1	4	2		6				1		1			1	1	
	Coleoptera	Silvanidae		1			2														
	Coleoptera	Pyrochroidae																			
	Coleoptera	Latridiidae																			
	Coleoptera	Phalacridae				5	1										1				
	Coleoptera	Corylophidae	1			2	3							3		2	1	3		3	
	Coleoptera	Aderidae				2									1			1			
	Coleoptera	Anthicidae																			
	Coleoptera	Aegialiidae								1					1			1			
	Coleoptera	Catopidae														1					13
	Coleoptera	Oedemeridae																			
	Coleoptera	Carabidae	3				1								2		3	1			
	Coleoptera	Bostrichidae	1																		
	Coleoptera	Coccinellidae														1	1				
	Collembola	Sminthuridae	7		1	11	61	4	21	1	1	1	3	33		11	1	2	12		
	Collembola	Onychiuridae					11	5	4		15	13	39	1		4	21	1	37	9	
	Collembola	Hypogastruridae	3890	7		5	5	19	1	9	68	8	12	1	4	4	5	2	6		
	Collembola	Entomobryidae		1		60	24		17	11		22	10	3		10	12	10			5
	Collembola	Isotomidae		100	149	58	71	98	275	217	152	65	187	678	400	380	521	67	46	566	37
	Hemiptera	Aphididae	117	24	24	19	14	31	110	38	12	22	2	7	17	413	98	24	72	17	34
	Orthoptera	Acrididae	1	2	3				1	1						3	1	7	1	2	2
	Opiliones	Sclerosomatidae		1											1			1			
	Acarina	Trombididae																			
	Acarina	Euzetidae	6		2	51	123	336	11	25		118	81	1	34	55		276	22	323	9
	Acarina	Tetranychidae	15	1	26	4	2	4	1		1		1	3		49	1	2	6		
	Acarina	Ixodidae			6												1				
	Acarina	Macrochelidae	12	6	3	7	2	6	3	17		9	4		1	43	25	8	7	3	2
	Arachnida	Lycosidae	3													1			1		
	Arachnida	Clubionidae	1	1	2	1		15		1	1		1			1		1			

	Arachnida	Zoridae								2	2								1		
	Arachnida	Dysderidae								2											
	Arachnida	Theridiidae		1	5				1									3			
	Arachnida	Liocranidae	4	30	1	51	20	11	5	26	7	13	7	6	2	7	4	5	2	5	4
	Arachnida	Hahniidae															1				
	Arachnida	Mimetidae								1									1	1	
	Arachnida	Tetragnathidae													1			1			
	Arachnida	Salticidae						1					1			1			1	4	1
	Arachnida	Heteropodidae														1					1
	Arachnida	Pholcidae		1						2											
	Arachnida	Dictynidae																			
	Arachnida	Linyphiidae																			
	Arachnida	Thomisidae	1									1									
Outono	Hymenoptera	Formicidae	21	5	8	20	3	16	4	24	2	2	13	4	5	50	386	12	62	10	134
	Chilopoda	Lithobidae							1					3							
	Diplopoda	Julidae		2										1			1				1
	Isopoda	Armadillidiidae	1	5	12		5	10	5	10			50	9	2		22	14	34	43	126
	Isopoda	Porcellionidae				2		1	1	1			2	3	36		38			12	10
	Coleoptera	Staphylinidae				2	13	2	8		2	5	1	1	3	5	2	2	1	1	4
	Coleoptera	Chrysomelidae															1				
	Coleoptera	Cryptophagidae																	1		1
	Coleoptera	Alleculiidae	1				1	1	1							1	2		1		
	Coleoptera	Silvanidae	1		2	1			3	2	1		2	1					1	1	1
	Coleoptera	Pyrochroidae			1														2		
	Coleoptera	Latridiidae						1											3		
	Coleoptera	Phalacridae		1			2		1							11			7		
	Coleoptera	Corylophidae		3		1					6				1	3					1
	Coleoptera	Aderidae	1								2	1									
	Coleoptera	Anthicidae														9					
	Coleoptera	Aegialiidae	1														1				
	Coleoptera	Catopidae									3								1		
	Coleoptera	Oedemeridae																		1	
	Coleoptera	Carabidae										1									
	Coleoptera	Bostrichidae							2					1							
	Coleoptera	Coccinellidae																			
	Collembola	Sminthuridae	25	5	10	5	2		4	5	7								9		
	Collembola	Onychiuridae	900			19	36	8	147	32		59	126	39	294	85	125	31	162	16	11
	Collembola	Hypogastruridae	20000	24	45	17	9	4	52	20	7	55	46	2	34	15	67	3	46		3
	Collembola	Entomobryidae			16		22	6	44	204	1	14	10	91	3		14	55			28
	Collembola	Isotomidae	160	93	69	70	30	61	278	214	124	129	54	476	143	1674	734	49	177	122	265
	Hemiptera	Aphididae	150	14	12	20	2	15	3	79	2	6	13	8	9	31	25	17	47	9	2
	Orthoptera	Acrididae			1				5	1			2		1	1		1	1		1

	Opiliones	Sclerosomatidae																			
	Acarina	Trombidiidae			19			26		3			1			11	70	30	11		35
	Acarina	Euzetidae		7	5	19	46	12	21	33	21	4	5	3	15	15	2	232	125	219	27
	Acarina	Tetranychidae		9		5		4	2	1		1			2	1	3			4	
	Acarina	Ixodidae				4	5	1	6	1	1	3		5				4		2	
	Acarina	Macrochelidae	1		1	4	4	1		1	2			5		4	2				
	Arachnida	Lycosidae	2			1										1	10	2			
	Arachnida	Clubionidae		1											2	3	2		1	4	
	Arachnida	Zoridae																			
	Arachnida	Dysderidae												1							
	Arachnida	Theridiidae										2	13		1			1		1	
	Arachnida	Liocranidae	19	5	3	17	4	4	12	7	2	4	2	5	7	3	9	8	2	30	2
	Arachnida	Hahniidae															1				
	Arachnida	Mimetidae					10			1		2	2		1		1		2		
	Arachnida	Tetragnathidae																			
	Arachnida	Salticidae				1			1										1	2	
	Arachnida	Heteropodidae																			
	Arachnida	Pholcidae					1														
	Arachnida	Dictynidae	3			1						3			1						
	Arachnida	Linyphiidae															2			2	
	Arachnida	Thomisidae				1			1					1			1				1